

HELSINGIN YLIOPISTO

Mikromuovit Suomen rannikkokaloissa

Erika Zidbeck
Pro gradu -tutkielma
Akvaattiset tieteet
Ympäristötieteiden laitos
Helsingin yliopisto
Huhtikuu 2018

Tiedekunta - Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Laitos - Institution – Department Ympäristötieteiden laitos	
Tekijä - Författare - Author Erika Zidbeck			
Työn nimi - Arbetets titel Mikromuovit Suomen rannikkokaloissa			
Title Microplastic ingestion by coastal fish in Finland			
Oppiaine - Läroämne - Subject Akvaattiset tieteet			
Työn laji - Arbetets art – Level Pro gradu -tutkielma		Aika - Datum - Month and year Huhtikuu 2018	Sivumäärä - Sidoantal - Number of pages 63
<p>Tiivistelmä - Referat – Abstract</p> <p>Tässä pro gradu -tutkielmassa selvitettiin mikromuovien (< 5 mm) määrää Suomen rannikkovesien kaloissa Itämerellä. Tutkielmaa varten kerättiin kalanäytteitä yhdeksästä kohteesta eri puolilta Suomen rannikkoa. Lisäksi otettiin vesinäytteitä seitsemästä rannikkokohteesta. Tarkoituksena oli selvittää, kuinka paljon kaloissa on mikromuovia, onko mikromuovia syöneiden kalojen suhteellisissa osuuksissa eroja eri näytteenottopaikkojen tai kalalajien välillä, sekä vaikuttaako kalojen pituus tai paino siihen, kuinka usein kaloista löytyy mikromuovia. Tutkielmassa tarkasteltiin myös sitä, onko kalojen syömän ravinnon määrällä yhteyttä siihen, kuinka usein kaloista löytyy mikromuovia. Lisäksi tutkittiin, onko kaloista löydettyjen mikromuovien määrän ja samoilta näytteenottopaikoilta otettujen vesinäytteiden mikromuovipitoisuuksien välillä yhteyttä.</p> <p>Tutkimukseen valittiin 503 kalaa, joiden vatsat ja suolet tutkittiin. Yhteensä neljästäkymmenestä kalasta (8 %) löytyi mikromuovia. Mikromuovia syöneiden kalojen suhteellisissa osuuksissa oli selviä eroja eri rannikkoalueiden välillä: Helsingin Kivinokan kaloista löytyi mikromuovia useammin kuin muilta alueilta pyydytyistä kaloista. Kalojen koolla, lajilla tai niiden syömän ravinnon määrällä ei havaittu olevan yhteyttä siihen, kuinka usein kaloista löytyy mikromuovia. Myöskään samoilta paikoilta otettujen kala- ja vesinäytteiden mikromuovimäärien välillä ei havaittu yhteyttä.</p> <p>Tutkielman tulosten vertailu aiempiin tutkimustuloksiin viittaa siihen, että Suomen rannikkokaloista löytyy mikromuovia useammin kuin pohjoisen Itämeren avomerikaloista.</p> <p>Tämä tutkielma on ensimmäinen tutkimus, jossa on selvitetty mikromuovien määrää Suomen rannikon kaloissa. Tulokset olisi hyvä varmistaa pidemmän aikavälin seurannoissa.</p>			
Avainsanat - Nyckelord mikromuovit, kalat, Itämeri, Suomi, rannikko			
Keywords microplastics, fish, coastal, the Baltic Sea, Finland			
Säilytyspaikka - Förvaringsställe - Where deposited Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos			
Muita tietoja - Övriga uppgifter - Additional information Työn ohjaajat - Handledare - Instructors: Maiju Lehtiniemi ja Outi Setälä			

Faculty Faculty of Biological and Environmental Sciences		Department Department of Environmental Sciences	
Author Erika Zidbeck			
Title Microplastic ingestion by coastal fish in Finland			
Subject Aquatic Sciences			
Level Master's thesis		Month and year April 2018	Number of pages 63
<p>Tiivistelmä - Referat - Abstract</p> <p>In this Master's thesis, microplastic (<5 mm) ingestion by coastal fish in Finland was investigated. Fish were caught at nine locations on the coast of Finland. Water samples were taken at seven locations. The research questions were: How much microplastics are there in coastal fish in Finland? Are there differences in the frequency of microplastic ingestion by fish between different locations or species? Is there a relationship between the size of the fish and the presence of ingested plastic particles? Is there a relationship between the stomach fullness and the presence of ingested plastic particles? Does the frequency of microplastic ingestion by fish correlate with the amount of microplastics in seawater in the same locations?</p> <p>The gastrointestinal tracts of 503 fish were analysed. Microplastics were found in 40 fish (8 %). The frequency of fish with plastic was significantly higher in Kivinokka, Helsinki than in other locations studied. No relationship was found between the size or the species of the fish and the presence of ingested plastic particles. Also, no relationship was found between the stomach fullness and plastic ingested. There was no correlation between the frequency of microplastic ingestion by fish and the amount of microplastics in seawater.</p> <p>The results of the thesis were compared to previous research results from the open sea areas of the northern Baltic Sea. The comparison suggests that the ingestion of microplastics is more common in coastal fish in Finland than in the open water fish in the northern Baltic Sea.</p> <p>This thesis provides the first published record of plastic particles in the gastrointestinal tracts of coastal fish in Finland. Long-term studies are recommended in order to confirm the results.</p>			
Keywords microplastics, fish, coastal, the Baltic Sea, Finland			
Where deposited University of Helsinki, Department of Environmental Sciences			
Additional information Instructors: Maiju Lehtiniemi and Outi Setälä			

Sisällysluettelo

1	Johdanto	6
1.1	Muovintuotanto kasvaa jatkuvasti	6
1.2	Suurin osa merten roskasta on muovia	7
1.3	Muovi aiheuttaa ongelmia meriekosysteemeissä	8
1.4	Muoviroska Itämerellä	9
1.5	Yleistä mikromuoveista	11
1.5.1	Primaariset ja sekundaariset mikromuovit	11
1.5.2	Mikromuovin lähteitä on maalla ja merellä	12
1.6	Mikromuovit kaloissa	13
1.6.1	Luonnonkaloista löytyy yleisesti mikromuovia	13
1.6.2	Tutkimusmenetelmillä on vaikutusta tuloksiin	15
1.6.3	Mikromuovit voivat aiheuttaa terveyshaittoja kaloille	18
1.7	Tutkielman tavoitteet	19
2	Aineisto ja menetelmät	21
2.1	Näytteiden kerääminen	21
2.2	Laboratoriotyöt	25
2.3	Tilastanalyysit	30
3	Tulokset	32
3.1	Kalanäytteet	32
3.2	Vesinäytteet	38
4	Tulosten tarkastelu	40
4.1	Suomen rannikkokaloissa on mikromuovia useammin kuin pohjoisen Itämeren avomerikaloissa	40
4.2	Kaloista löytyneen mikromuovin määrissä on selviä alueellisia eroja Suomen rannikolla	41
4.3	Lajien väliset erot	42
4.4	Kalojen koko	43

4.5	Vatsasta löytyneen ravinnonmäärän yhteys mikromuovin löytymiseen.....	44
4.6	Mikromuovien vaikutukset luonnonkaloihin	44
4.7	Suodattimen silmäkoon vaikutus tuloksiin	45
4.8	Meriveden mikromuovipitoisuudet	45
4.9	Kala- ja vesinäytetulosten vertailu.....	46
4.10	Kontaminaatio	47
5	Yhteenveto	48
6	Kiitokset	49
	Lähdeluettelo	50
	Liitteet	62

Taulukkoluetelo

Taulukko 1. Aiempia tutkimustuloksia muovien määristä kaloissa ...	17
Taulukko 2. Tutkimuksessa analysoidut kalanäytteet	26
Taulukko 3. Kaloista löytyneet mikromuovit värin ja kokoluokan mukaan jaoteltuna.	34
Taulukko 4. Parittaiset vertailut näytteenottopaikkojen välillä.....	37

Kuvaluettelo

Kuva 1. Muovintuotanto maailmassa vuosina 1950-2015.....	7
Kuva 2: Näytteenottopaikat.....	21
Kuva 3. Näytteenotossa käytetyn nuotan mitat	23
Kuva 4. Vesinäytteenotin.	24
Kuva 5. Imusuodatusvälineet, näyteputkia ja petrimaljoja vetokaapissa.....	28
Kuva 6. Haavikankaalle suodatettu kalanäyte mikroskoopilla katsottuna.	29
Kuva 7. Muovien sulattamiseen käytetty juotoskärki.....	29
Kuva 8. Kaikkien tutkittujen kalojen (n=503) ja muovia syöneiden kalojen (n=40) yksilömäärät eri näytteenottopaikoilla	32
Kuva 9. Kalanäytteestä löytynyt läpinäkyvä mikromuovikappale	33
Kuva 10. Muovia syöneiden kalojen suhteelliset frekvenssit (%) eri näytteenottopaikoilla.....	35
Kuva 11. Muovia syöneiden kalojen yksilömäärät (n=40) lajeittain jokaiselta näytteenottopaikalta	36
Kuva 12. Mikromuovikappaleiden määrä vedessä eri näytteenottopaikoilla (kpl m ⁻³)	38

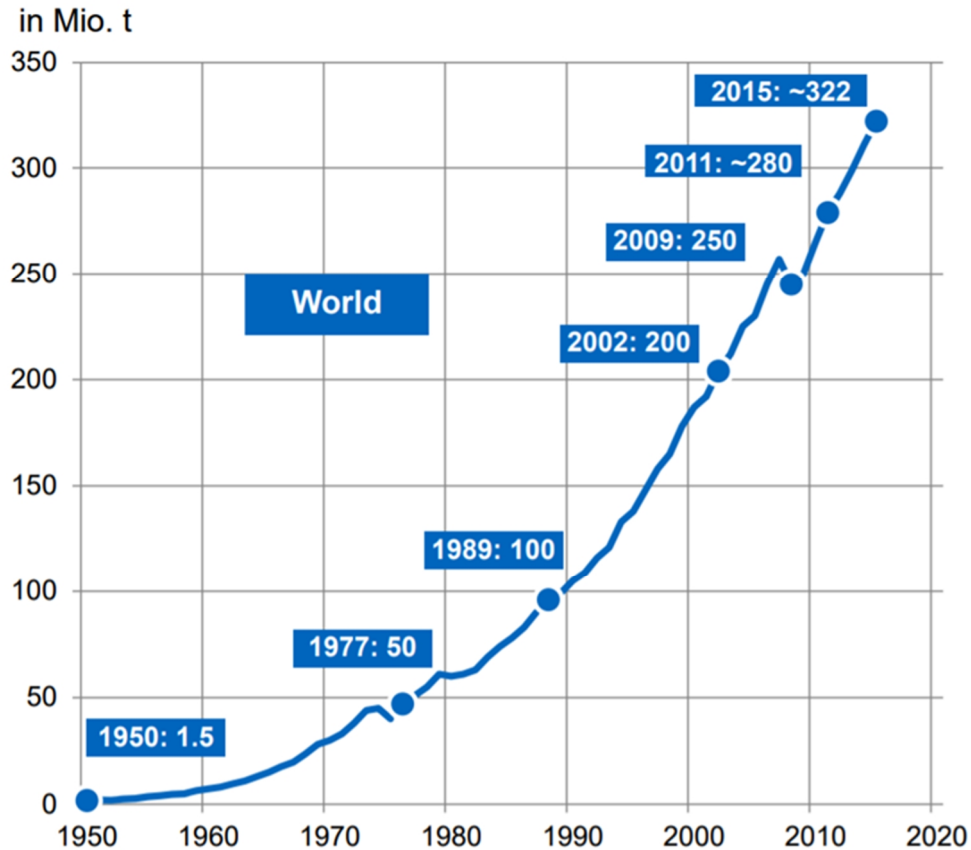
1 Johdanto

1.1 Muovintuotanto kasvaa jatkuvasti

Muovi on kestävä, kevyttä, helposti muokattavaa ja edullista, mikä on tehnyt siitä suosittua materiaalia monenlaisissa tuotteissa (Fjäder 2016, European Commission 2013). Suurin osa maailmassa valmistettavista muovituotteista on erilaisia pakkauksia (40.1 %), ja toiseksi eniten muovia käytetään rakentamisessa (20.4%) (European Commission 2013). Muita käyttökohteita ovat muun muassa autoteollisuus, elektroniikkateollisuus, maatalous, terveydenhuolto, kodinkoneet, huonekalut ja urheiluvälineet (PlasticsEurope 2015). Muovin kokonaistuotannosta noin 50 % menee kertakäyttöisten tuotteiden valmistukseen (NIVA 2014).

Muovintuotanto on jatkuvasti kasvanut 1950-luvulta lähtien (kuva 1). Vuoteen 2015 mennessä maailmassa oli tuotettu yhteensä noin 8 300 miljoonaa tonnia muovia (Geyer ym. 2017). Maailman muovintuotanto jatkaa edelleen kasvuaan; tuotannon arvioidaan kaksinkertaistuvan vuoteen 2050 mennessä (Wurpel ym. 2011).

Maailmassa tuotetaan satoja eri muovilaatuja erilaisiin tarpeisiin (PlasticsEurope 2018), mutta niistä kuusi yleisintä muodostavat suurimman osan kaikesta muovintuotannosta: polyeteeni (PE), polypropeeni (PP), polyvinyylikloridi (PVC), polystyreeni (PS), polyuretaani (PU) ja polyetyleenitereftalaatti (PET) (GESAMP 2015). Yleisimmin käytössä olevat muovit ovat öljypohjaisia, mutta muovia voidaan valmistaa myös uusiutuvista, biologista alkuperää olevista raaka-aineista, kuten tärkkelyksestä tai sakkaroosista (PlasticsEurope 2018, GESAMP 2015, Mikkonen 2017). Biologista alkuperää olevia muoveja kutsutaan biopohjaisiksi muoveiksi (Mikkonen 2017). Biopohjaisuus ei ole biohajoavuuden edellytys, eivätkä kaikki biopohjaiset muovit ole biohajoavia. Biohajoavat muovit ovat materiaaleja, jotka hajoavat biologisen prosessin kautta hiilidioksidiksi ja vedeksi (Mikkonen 2017). Biohajoavia muoveja voidaan valmistaa sekä öljystä että uusiutuvista raaka-aineista (Mikkonen 2017).



Kuva 1. Muovintuotanto maailmassa vuosina 1950-2015 (miljoonaa tonnia). Ei sisällä PET-, PA- ja polyakrylikuituja (© PlasticsEurope 2016).

1.2 Suurin osa merten roskasta on muovia

Ihmisen tuottaman jätteen massasta noin 10 % on muovia (Barnes ym. 2009), mutta silti meriin päätyvästä jätteestä sen osuus on keskimäärin 60 – 80 % (Derraik 2002), ja joillain alueilla osuus voi olla jopa 90 – 95 % (Moore 2008). Arviolta 10 % kaikesta tuotetusta muovista päätyy meriin (Barnes ym. 2009). Esimerkiksi vuonna 2010 maalta kulkeutui meriin arviolta 4.8 – 12.7 miljoonaa tonnia muovia (Jambeck ym. 2015).

Meressä kelluvan muovin määrä on usein suurempi rannikon läheisyydessä kuin kauempana avomerellä, mikä johtuu todennäköisesti siitä, että suurin osa muoviroskasta on peräisin maalta (Barnes ym. 2009, Browne ym. 2011, Desforges ym. 2014, Dubaish ja Liebezeit 2013). Myös väestön tiheys vaikuttaa mereen päätyvän muovin määrään: tiheimmin asutuilla rannikkoalueilla vedessä on enemmän muovia kuin harvempaan asutuilla rannikkoalueilla (Browne ym. 2011).

Arviot muovikappaleiden kokonaismäärästä maailman merissä vaihtelevat. Eriksen ym. (2014) arvioivat maailman merissä olleen noin 5.25×10^{12} muovikappaletta vuonna 2014. Muovien painoksi arvioitiin noin 270 000 tonnia (Eriksen ym. 2014). Muovien kokonaiskappalemäärästä noin 92 % arvioitiin olevan mikromuoveja, jotka painoivat noin 36 000 tonnia (Eriksen ym. 2014). Eriksenin ym. (2014) arviot olivat kuitenkin maltillisia ja he totesivat, että määrät voivat todellisuudessa olla suurempia. Van Sebillen ym. (2015) tekemä arvio merten pienikokoisen, kelluvan muovin määrästä maailman merissä on $15 - 51 \times 10^{12}$ kappaletta. Molemmissa tutkimuksissa päädyttiin siihen, että muovia on kertynyt eniten subtrooppisiin pyörteisiin (van Sebille ym. 2015, Eriksen ym. 2014).

Suurin osa sekä Eriksenin ym. (2014) että van Sebillen ym. (2015) tutkimustuloksista oli saatu keräämällä näytteet pintahaavilla, joka kerää $>330 \mu\text{m}$:n kokoisia kappaleita, joten sitä pienemmät muovit ovat todennäköisesti jääneet suurelta osin arviointien ulkopuolelle. Esimerkiksi Pohjoisella Tyynellämerellä tehty tutkimus kuitenkin osoittaa, että muovikappaleiden havaittu määrä lisääntyy sitä mukaa, mitä pienempää kokoluokkaa tutkitaan (Shaw ja Day 1994). Muovikappaleiden todellinen määrä voi siis olla suurempi kuin Eriksenin ym. (2014) ja van Sebillen ym. (2015) arvioissa on esitetty.

1.3 Muovi aiheuttaa ongelmia meriekosysteemeissä

Samat syyt, jotka selittävät muovin suosiota, selittävät myös monia muovin aiheuttamia ongelmia meriekosysteemeissä (European Commission 2013). Kestävän materiaalinsa ansiosta muovirokan hajoaminen meressä voi kestää sadoista vuosista tuhansiin vuosiin (Wang ym. 2016). Syvimmissä merten pohjissa ja napa-alueiden syvissä vesissä muovi voi säilyä sitäkin pidempään (Barnes ym. 2009), sillä syvemmissä vesikerroksissa UV-säteilyn muoveja hajottava vaikutus lakkaa ja lämpötilat ovat alhaisia, mikä hidastaa muovien hajoamista (Singh & Sharma 2008).

Merenpinnalla kelluvat muovit voivat kulkeutua tuulen ja merivirtojen mukana tehokkaasti kauaskin alkuperäisestä lähteestään (Eriksen ym. 2014). Muovirokkaa onkin löydetty kaikista maailman meristä (Galgani ym. 1996, Galgani ym. 2000, Barnes ym. 2009, Ramirez-Llodra ym. 2011, Bergmann & Klages 2012). Muovikappaleen tiheys vaikuttaa siihen, kelluuko se merivedessä vai uppoaako se

(Andrady 2015). Muovi kelluu, mikäli sen tiheys on alhaisempi kuin meriveden tiheys (Choy & Drazen 2013, Andrady 2015). Kellumiseen vaikuttaa tiheyden lisäksi myös muovikappaleen muoto (Kooi ym. 2016).

Mikäli muovikappaleen tiheys on korkeampi kuin meriveden tiheys, se voi upota meren pohjalle ja vajota sedimenttiin (Derraik 2002, Van Cauwenberghe ym. 2013). Muovia on havaittu yleisesti valtameren pohjilla, mukaan lukien syvänmeren tasangot (Galgani ym. 1996, Galgani ym. 2000, Barnes ym. 2009, Ramirez-Llodra ym. 2011, Bergmann & Klages 2012). Myös kevyet muovit voivat upota, jos ne kyllästyvät vedellä tai niiden pinnalle muodostuu esimerkiksi levä-, bakteeri- tai muuta kasvustoa (Ye & Andrady 1991, Barnes ym. 2009, Morét-Ferguson ym. 2010, Lobelle & Cunliffe 2011). Myös tuuli voi edesauttaa muovien sekoittumista alempiin vesikerrokseen (Kooi ym. 2016).

Muoviroksa aiheuttaa monenlaisia ongelmia merieliöille. Muoviin takertuminen voi haitata eläinten liikkumista tai jopa aiheuttaa niiden kuoleman (Schrey & Vauk 1987, Carr, 1987). Muovin syöminen voi aiheuttaa eläimille valheellista kylläisyyden tunnetta, haavaumia tai suolen tukkeutumista, ja muovikappaleiden mukana eläimiin voi siirtyä haitallisia aineita (Batel ym. 2016). Kelluvien muoviroksien mukana voi myös levitä haitallisia vieraslajeja uusille alueille (Minchin 1996, Winston, 1982).

Muoviroksan määrä merissä on koettu ongelmaksi jo useiden vuosikymmenten ajan (Dixon & Dixon 1983, Ryan & Moloney 1993). Tulevaisuudessa väestömäärän ja muovintuotannon kasvaessa muovin määrä merissä tulee kuitenkin todennäköisesti edelleen kasvamaan (Browne ym. 2011). Teollisuuden, kansalaisjärjestöjen, päättäjien ja asiantuntijoiden kesken vallitsee yksimielisyys siitä, että muovi ei kuulu meriympäristöön (Wurpel ym. 2011). Roskaantumisongelman laajuudesta ja sen erilaisista haittavaikutuksista vallitsee kuitenkin yhä erimielisyyksiä ja epävarmuutta (Wurpel ym. 2011). Päästöjen hallinta on hankalaa, sillä suurin osa muoviroksista päättyy meriympäristöön hajakuormituksena monista eri lähteistä (Wurpel ym. 2011).

1.4 Muoviroksa Itämerellä

Itämeri on yksi maailman suurimmista suljetuista merialueista, jonka vesi vaihtuu vain vähän (Stolte ym. 2015). Sen vuoksi suurin osa Itämereen tulevasta muoviroksasta todennäköisesti jää sinne (Stolte ym. 2015). Itämereen tulee muoviroksaa muun

muassa suurista joista kuten Oderista, Nevasta, Vistulasta ja Niemenista, sekä rannikon teollistuneista kaupungeista (Szczecin, Kööpenhamina, Malmö, Tukholma, Helsinki, Gdansk, Pietari, Rostock, Lyypekki ja Kiel) (Stolte ym. 2015).

Itämerellä veden mikromuovimäärissä on havaittu alueellisia eroja (Setälä ym. 2016a, Gewert ym. 2107, Gorokhova 2015). Yleisesti ottaen alueellisiin eroihin voivat vaikuttaa muun muassa virtaukset, tuulet ja erilaiset väestötiheydet, sillä niillä on vaikutusta roskien sijaintiin ja määriin eri alueilla (Kukulka ym. 2012, Bråte ym. 2016). Myös erilaiset tutkimusmenetelmät, kuten näytteenotossa käytetyn haavin silmäkoko, vaikuttavat tuloksiin (Setälä ym. 2016a, Gorokhova 2015). Suomenlahden avomerialueilla vedessä on mikromuovia (100 μm – 5 mm) keskimäärin 1.3 ± 1.9 kappaletta m^{-3} (Setälä ym. 2016a). Myös Suomen rannikolla vedessä on mikromuovia selvästi alle 10 kappaletta m^{-3} (Setälä ym. 2016a, Magnusson 2014). Ruotsissa meriveden muovimäärissä on havaittu suuria eroja eri tutkimuksissa. Gewertin ym. (2017) mukaan Ruotsin saaristossa meriveden muovimäärät ($>335 \mu\text{m}$) ovat samaa suuruusluokkaa kuin Suomenlahdella, eli alle 10 kappaletta m^{-3} . Gorokhovan (2015) mukaan Ruotsin saaristossa merivedessä on kuitenkin huomattavasti enemmän muovia: $10^2 - 10^4$ mikromuovikappaletta ($< 5\text{mm}$) m^{-3} alueesta riippuen. Tutkimuksessa näytteet kerättiin 90 μm :n haavilla, mikä voi selittää suurempia muovimääriä, sillä muovikappaleita löydetään yleisesti sitä enemmän, mitä pienemmät kokoluokat otetaan huomioon lopputuloksessa (Gorokhova 2015).

Virossa ja Suomessa vuosina 2012 – 2015 tehtyjen rantaroskaseurantojen perusteella Helsingin Pihlajasaarella rantaroskan ($>2.5 \text{ cm}$) määrä on vaihdellut 100 metrin pituisella alueella vuosittain noin 100 – 600 roskan välillä (Raateoja & Setälä 2016: 281). Muilla tutkituilla rannoilla (Saka, Loksa, Kolga-Aabla, Viimsi, Kotkan sisä- ja ulkosaaristo) roskia oli vastaavankokoisella alueella pääsääntöisesti noin 100 kappaletta tai vähemmän (Raateoja & Setälä 2016: 281). Muovin osuus rantaroskista oli keskimäärin 59 % urbaaneilla alueilla ja 50 – 53 % urbaanien alueiden ulkopuolella. Helsingissä rantaroskista kuitenkin 80 – 90 % oli muovia (Raateoja ja Setälä 2016: 281–282).

Rantahiekan joukossa olevan mikromuovin määrää on tutkittu Saksassa ja Venäjällä. Saksan rannikolla rantahiekassa on mikromuovia (63 μm – 5 mm) 0 – 7 kappaletta kg^{-1} hiekkaa kuivapainona (Stolte ym. 2015). Kaliningradin edustalla rantahiekassa

on hieman enemmän mikromuovia (0.5 – 5 mm); noin 1 – 36 kappaletta kg^{-1} hiekkaa kuivapainona (Esiukova 2017).

Itämeren pohjalla on yli 2.5 cm:n kokoisia roskia keskimäärin noin 5 kappaletta km^{-2} (Kammann ym. 2017). Määrä on hieman vähäisempi kuin Pohjanmerellä, jossa roskia on noin 17 kappaletta km^{-2} (Kammann ym. 2017). Itämeren pohjan roskista keskimäärin 80 % on muovia (Kammann ym. 2017).

1.5 Yleistä mikromuoveista

Mikromuovista on havaintoja melko pitkältä ajalta (Carpenter ym. 1972), mutta vasta 2000-luvulla mikromuoveja on alettu tutkia enemmän (Thompson ym. 2004). Mikromuoveille ei ole tieteellisesti tiukkaa määritelmää, mutta yleensä mikromuoviksi kutsutaan alle 5 mm:n kokoista muovia (Arthur ym. 2009). Esimerkiksi NIVA:n (Norwegian Institute for Water Research) määrittelemä mikromuovien koon alaraja on 1 μm , ja sitä pienemmät muovit luokitellaan nanomuoveiksi (NIVA 2014). Mikromuovien luokittelu ei kuitenkaan ole täysin yhdenmukaista, sillä joidenkin lähteiden mukaan mikromuovien koon alaraja on 1 nm (GESAMP 2015).

1.5.1 Primaariset ja sekundaariset mikromuovit

Mikromuovit voidaan jakaa alkuperänsä perusteella karkeasti kahteen ryhmään: primaarisiin ja sekundaarisiin mikromuoveihin. Primaarisia mikromuoveja valmistetaan tarkoituksellisesti muun muassa muoviteollisuuden raaka-aineeksi (Costa ym. 2010) sekä sellaisenaan käytettäväksi esimerkiksi kosmetiikkatuotteissa (Fendall & Sewell 2009). Sekundaariset mikromuovit puolestaan syntyvät hajoamalla isommista muoveista (Thompson ym. 2004).

Sekundaaristen mikromuovien arvioidaan olevan luonnossa yleisempiä kuin primaaristen, johtuen makrokokoisen muoviroskan suurista määristä (Duis & Coors 2016). UV-säteily on tärkein yksittäinen muoveja haurastuttava tekijä (Singh & Sharma 2008). Muovit hajoavat sitä nopeammin mitä enemmän niihin kohdistuu UV-säteilyä (O'Brine & Thompson 2010). Mikromuoveja muodostuu meressä kuitenkin myös sellaisissa oloissa, joissa valoa on niukemmin, sillä muovien haurastumista aiheuttavat myös hankautuminen erilaisia pintoja vasten sekä muoveihin kiinnittyneet eliöt (Welden & Cowie 2017). Lisäksi muovien hajoamiseen vaikuttaa lämpötila;

korkeammassa lämpötilassa muovit hajoavat helpommin kuin viileämmässä (Singh ja Sharma 2008). Myös muovin mittasuhteilla on vaikutusta hajoamiseen. Pinta-alan suhde tilavuuteen vaikuttaa siihen, kuinka paljon siihen kohdistuu ympäristömuuttujia. Sen vuoksi muovit, joiden pinta-ala suhteessa tilavuuteen on suurempi, hajoavat nopeammin kuin muovit, joiden pinta-ala on pienempi suhteessa tilavuuteen (Welden ja Cowie 2017). Muovikappaleen haurastuminen saattaa siis kiihtyä ajan myötä kappaleen menettäessä massaansa (Andrady 2011).

1.5.2 Mikromuovin lähteitä on maalla ja merellä

Suurin osa mereen päätyneistä mikromuoveista on peräisin maalta (Gewert ym. 2017). Muovi kulkeutuu maalta meriin tehokkaasti muun muassa hulevesien ja jokien mukana (UNEP 2016). Myös jätevedenpuhdistamot ovat merkittäviä mikromuovien vektoreita, jotka siirtävät mikromuoveja purkuvesiensä kautta meriympäristöihin (Browne ym. 2011). Tehokas tertiäritason vedenpuhdistamo voi puhdistaa jopa yli 99 % jäteveden sisältämistä mikromuoveista, mutta käsitelty vesimäärät ovat niin suuria, että purkuvesien mukana tehokkaastakin jätevedenpuhdistamosta pääsee mereen suuria määriä mikromuovia (Talvitie ym. 2017). Esimerkiksi Helsingin Viikinmäessä sijaitsevassa pohjoismaiden suurimmassa jätevedenpuhdistamossa käsitellään keskimäärin 270 000 m³ jätevettä päivässä, ja purkuvesien mukana mereen päätyy $1.7 \times 10^6 - 1.4 \times 10^8$ mikromuovikappaletta päivittäin (Talvitie ym. 2017). Jätevesiin päätyy mikromuoveja muun muassa keinokuituisista tekstiileistä, sillä niistä irtoaa pyykinpesun yhteydessä runsaasti muovikuituja, kuten polyesteria ja akryyliä (Browne ym. 2011, Essel ym. 2015, Sillanpää ja Sainio 2017). Myös hygieniatuotteista, kuten suihkugeeleistä ja kuorintavoiteista, kulkeutuu mikromuovia jätevedenpuhdistamoille (UNEP 2016).

Jätevedenpuhdistamoiden lisäksi tehtaat ovat potentiaalisia mikromuovin pistekuormituslähteitä. Erityisesti muovia käsittelevien tehtaiden ympäristöstä on löydetty huomattavia määriä mikromuovia (GESAMP 2015). Myös tieliikenne on yksi mikromuovin lähteistä maalla (Essel ym. 2015, Sundt ym. 2016). Esimerkiksi liikenteen ohjaamiseen käytetyt tiemerkinnot saattavat sisältää muovia, joka kuluessaan voi joutua mereen hulevesien tai tuulen mukana (Lassen ym. 2015). Muita merkittäviä mikromuovin lähteitä maalla ovat huonosti hoidetut kaatopaikat ja muu

jätehuolto, maatalous, rakentaminen, maalit ja muut pinnoitteet ulkotiloissa sekä rannikkoalueiden turismi (UNEP 2016).

Meriympäristössä yksi merkittäviä mikromuovin lähteitä ovat kadonneet ja hylätyt kalastus- ja veneilyvälineet (Welden & Cowie 2017). Kalastusvälineitä katoaa meriin maailmanlaajuisesti noin 640 000 tonnia vuodessa (Welden & Cowie 2017). Welden ja Cowie (2017) tutkivat kalastuksessa ja veneilyssä yleisesti käytettävien muoviköysien hajoamista meressä Länsi-Skotlannissa. Tutkimuksessa havaittiin, että muoviköysistä irtoaa mikromuovia noin 0.4 – 1 % köysien massasta kuukauden aikana. Maailmanlaajuisesti kadonneista kalastusvälineistä irtoaa siis arviolta noin 47.6 tonnia mikromuovia ensimmäisen vuoden aikana (Welden & Cowie 2017). Kalastus- ja veneilyvälineiden lisäksi muita merkittäviä mikromuovin lähteitä merellä ovat laivaliikenne, öljyn ja kaasun poraus sekä vesiviljely (UNEP 2016).

1.6 Mikromuovit kaloissa

1.6.1 Luonnonkaloista löytyy yleisesti mikromuovia

Lukuisissa tutkimuksissa on löydetty mikromuovia luonnonkaloista (mm. Güven ym. 2017, Lusher ym. 2016, Rummel ym. 2016, Liboiron ym. 2016, Foekema ym. 2013). Kaloista on löytynyt muovia lähes kaikilta tutkituilta merialueilta; vain muutamien alueiden kaloista muovia ei ole löytynyt (Budimir ym. 2018, Hermesen ym. 2017). Esimerkiksi Budimirin ym. (2018) Itämerellä tekemässä tutkimuksessa muovia ei löytynyt Selkämeren kaloista, mutta Suomenlahden ja Itämeren pääaltaan kaloissa oli mikromuovia. Tiheästi asuttujen alueiden lähistöltä pyydetyissä kaloissa on ollut enemmän muovia kuin harvempaan asuttujen alueiden lähellä (Bråte ym. 2016). Esimerkiksi Norjan rannikolta pyydetyistä turskista keskimäärin 3 % oli syönyt muovia, mutta tiheimmin asutun alueen lähellä 27 % kaloista oli syönyt muovia (Bråte ym. 2016).

Erilaisia hypoteeseja on esitetty siitä, miksi kaloista löytyy mikromuovia (Peters ym. 2017). Yksi hypoteesi on se, että kaloihin kertyy muovia ravintoeläinten kautta (Romeo ym. 2015). Hypoteesia tukee se, että monien kaloille tyypillisten saaliseläinten, kuten planktonäyriäisten, on todettu syövän mikromuovia (Setälä ym. 2014) ja muovin on myös osoitettu kulkeutuvan ravintoverkossa ylöspäin (Setälä ym. 2014). Bioakkumuloitumisesta ei kuitenkaan ole saatu viitteitä

luonnonkalojen tutkimuksista, sillä kalojen ravintoverkon tason, pituuden tai painon ei ole havaittu vaikuttavan siihen, kuinka usein niistä löytyy mikromuovia (Güven ym. 2017, Foekema ym. 2013). Tämä viittaa siihen, että mikromuovit säilyvät kalojen ruoansulatuskanavassa vain melko lyhyen aikaa, suunnilleen yhtä kauan kuin ravintokin, sillä muuten mikromuovia löydetäisiin enemmän isommista ja vanhemmista kaloista kuin pienemmistä ja nuoremmista kaloista (Bråte ym. 2016, Güven ym. 2017). Muovin löytyminen kalan vatsasta vaikuttaisi näin ollen viittaavan ainoastaan siihen, että kala on hiljattain syönyt muovia (Foekema ym. 2013, Güven ym. 2017). Bioakkumuloituminen ei siis vaikuttaisi olevan ainakaan merkittävin syy siihen, miksi kaloista löytyy mikromuovia (Güven ym. 2017). Muovin viipymisaikaa kalojen ruoansulatuskanavassa pitäisi kuitenkin tutkia tarkemmin, jotta asia voitaisiin varmistaa (Güven ym. 2017).

Muiden hypoteesien mukaan kalat syövät muovia, koska ne luulevat muovia ruoaksi tai sekoittavat sen johonkin saaliseläimeen (Lusher ym. 2013, Boerger ym. 2010, Foekema ym. 2013, Rummel ym. 2016). On myös esitetty hypoteesi, jonka mukaan kalat nielevät muovia huomaamattaan ravinnonoton yhteydessä (Peters ym. 2017, Peters & Bratton 2016, Rummel ym. 2016). Petersin ym. (2017) mukaan tätä hypoteesia tukee se, että suurin osa heidän tutkimuksessaan löydettyistä muoveista oli sellaisia, että kalat eivät ole voineet nähdä niitä hyvin.

Teksasin rannikolla tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että ravinnonetsintä- ja pyydystystapa vaikuttavat siihen, kuinka usein kaloista löytyy muovia (Peters ym. 2017). Tutkimuksessa oli mukana yhteensä kuusi lajia, joista viisi oli generalisteja ja yksi valikoiva ravinnon suhteen. Generalistilajeista löydettiin muovia useammin kuin ravintonsa suhteen selektiivisestä *Orthopristis chrysoptera*, joka syö selkärangattomia eläimiä pohjasta (Peters ym. 2017).

On vielä epävarmaa, onko pelagisten ja pohjan lähellä elävien kalojen välillä eroa sen suhteen, kuinka usein niistä löytyy muovia. Osassa tutkimuksista on havaittu, että pelagisista kaloista löytyy useammin muovia kuin pohjan lähellä elävistä kaloista (Güven ym. 2017, Rummel ym. 2016). Kaikissa tutkimuksista vastaavaa eroa ei kuitenkaan ole havaittu (Lusher ym. 2013, Neves ym. 2015, Phillips & Bonner 2015).

1.6.2 Tutkimusmenetelmillä on vaikutusta tuloksiin

Eri tutkimuksissa on käytetty erilaisia menetelmiä kalanäytteiden käsittelyssä (taulukko 1), mikä vaikeuttaa tutkimustulosten vertailua. Kalanäytteet on usein suodatettu orgaanisen aineksen vähentämiseksi, ja esimerkiksi suodattaminen silmäkoko on vaihdellut suuresti eri tutkimuksissa (Güven ym. 2017). Esimerkiksi Davidson ja Asch (2011) käyttivät 0.7 µm:n GF/F-suodatinta, kun Liboiron ym. (2016) suodattivat näytteensä 1000 µm:n seulalla. Suodattimen silmäkoolla voi olla vaikutusta siihen, kuinka paljon kaloista löydetään muovia, sillä mitä isompi silmäkoko on, sitä suurempi osuus muoveista saattaa mennä suodatukselta läpi ja jäädä tutkimatta (Güven ym. 2017). Osassa tutkimuksista näytteitä ei ole suodatettu lainkaan, vaan koko vatsan sisältö on tutkittu suoraan mikroskopoimalla, jolloin orgaanisen aineksen suuri määrä voi hankaloittaa mikromuovien tunnistamista (Bråte ym. 2016, Phillips & Bonner 2015).

Kaloista löydetyn mikromuovin kokonaismäärään vaikuttaa todennäköisesti myös se, lasketaanko lopputulokseen ainoastaan muovipartikkelit vai niiden lisäksi myös kuidut (Budimir ym. 2018). Osassa tutkimuksista kuidut ovat mukana kaloista löydettyjen mikromuovien kokonaismäärässä ja osassa eivät, joten tällaisia tutkimustuloksia ei voi suoraan verrata keskenään (Budimir ym. 2018). Useissa tapauksissa kuidut on jätetty huomioimatta lopputuloksessa, sillä kontrollinäytteiden perusteella niiden on katsottu olevan suurelta osin kontaminaatiota (Budimir ym. 2018, Hermesen ym. 2017, Liboiron ym. 2016, Foekema ym. 2013). Kontaminaatiolla tarkoitetaan yleensä kuituja, jotka siirtyvät näytteisiin niiden käsittelyn aikana laboratorioissa esimerkiksi ilman tai veden välityksellä (Woodall ym. 2015). Kuitujen lisäksi kontaminaatio voi olla myös partikkelimaista (Rummel ym. 2016). Näytteiden kontaminoituminen on erittäin todennäköistä, mikäli sitä ei pyritä huolellisesti estämään (Woodall ym. 2015). Kontaminaation esiintyminen voi johtaa mikromuovin määrän yliarviointiin näytteissä (Woodall ym. 2015). Toisaalta kaikkien kuitujen jättäminen pois laskuista voi johtaa mikromuovin määrän aliarviointiin (Woodall ym. 2015).

Mahdollisia kontaminaation lähteitä ovat keinokuituvaatteet, joista voi irrota esimerkiksi akryyli-, polyesteri- ja nailonkuituja (Woodall ym. 2015). Vaatekuitujen aiheuttamaa kontaminaatiota voidaan vähentää käyttämällä luonnonkuiduista, kuten puuvillasta, valmistettuja vaatteita ja laboratoriotakkia (Woodall ym. 2015). Muita

kontaminaation vähentämiskeinoja ovat tutkimuksessa käytettävien nesteiden suodattaminen ennen käyttöä, muovisten työvälineiden korvaaminen muista materiaaleista valmistetuilla työvälineillä sekä työvälineiden ja -tilojen puhdistaminen ennen työskentelyä (Woodall ym. 2015).

Työskentelytapojen onkin todettu vaikuttavan näytteistä löydetyn mikromuovin määrään (Foekema ym. 2013, Hermesen ym. 2017). Hermesen ym. (2017) tekemän kirjallisuusvertailun perusteella vaikuttaa siltä, että mikromuovia on löydetty kaloista useammin silloin, kun työskentelytavoissa ei ole riittävästi huomioitu kontaminaation estämistä. Mikromuovia on puolestaan löydetty harvemmin niissä tutkimuksissa, joissa kontaminaatiota on pyritty laadukkaasti estämään muun muassa suorittamalla kaikki työvaiheet vetokaapissa tai vastaavassa puhtaan ilman työtilassa (Hermesen ym. 2017).

Kontaminaatoriskiiin liittyvistä ongelmista huolimatta osassa tutkimuksista kuidut muodostavat huomattavan osan kaloista löydettyjen mikromuovien kokonaismääristä. Esimerkiksi Lusher ym. (2016) tutkivat 761 kalaa, joista 11 % oli heidän mukaansa syönyt muovia. Muoveista kuitenkin vain 7 % oli partikkelimaisia ja loput 93 % olivat kuituja (Lusher ym. 2016). Güvenin ym. (2017) löytämistä muoveista 70 % oli kuituja. Itämerellä Beer ym. (2018) löysivät muovia 20 prosentista tutkimistaan kaloista. Muoveista 95 % oli mikromuoveja (<5 mm), joista 93 % oli kuituja (Beer ym. 2018).

Taulukko 1. Aiempia tutkimustuloksia muovien määristä kaloissa: tutkimuksen tekijät, näytteenottoalueet, tutkittujen kalojen kokonaismäärä (kpl), muovia syöneiden kalojen suhteellinen osuus (%) kaikista tutkituista kaloista, näytteiden suodatuksessa käytetty silmäkoko sekä onko kuidut laskettu mukaan kaloista löydetyn mikromuovin määrään.

Tutkimus	Näytteenotto- paikka	Kalamäärä (kpl)	Muovia syöneiden kalojen osuus (%)	Suodattimen silmäkoko (µm)	Kuidut sisällytetty tulokseen
Budimir ym. 2018	Itämeri	673	0 – 1,8	100	ei
Hermesen ym. 2017	Pohjanmeri	400	0,25	20	ei
Liboiron ym. 2016	Kanadan itärannikko	205	2,4	1000	ei
Foekema ym. 2013	Pohjanmeri	1203	2,6	200	ei
Rummel ym. 2016	Itämeri	142	4,9	500	kyllä
Rummel ym. 2016	Pohjanmeri	148	6,1	500	kyllä
Davidson & Asch 2011	Pohjoinen Tyynimeri	141	9,2	0,7	ei
Phillips & Bonner 2015	Meksikonlahti	116	10,4	ei suodatettu	ei
Lusher ym. 2016	Pohjois-Atlantti	761	11	250	kyllä
Neves ym. 2015	Portugalin rannikko	263	19,8	ei suodatettu	kyllä
Beer ym. 2018	Itämeri	814	20	100	kyllä
Avio ym. 2015	Adrianmeri	125	28	8	ei
Boerger ym. 2010	Pohjoinen Tyynimeri	670	35	ei suodatettu	ei
Lusher ym. 2013	Englannin kanaali	504	36,5	ei suodatettu	kyllä
Güven ym. 2017	Turkin rannikko	1536	58	26	kyllä
Tanaka & Takada 2016	Tokionlahti	64	77	ei suodatettu	kyllä

1.6.3 Mikromuovit voivat aiheuttaa terveyshaittoja kaloille

Mikromuovien vaikutusta kalojen sairastamiseen tai vammautumiseen sekä siitä johtuvaan kuolleisuuteen on haastavaa tutkia, sillä sairaat ja vammautuneet kalat jäävät helposti muiden kalojen saaliiksi, ja kuolleet kalat hajoavat meressä nopeasti (Rummel ym. 2016). Käsitys mikromuovien aiheuttamista terveyshaitoista kaloille perustuukin lähinnä kokeelliseen tutkimukseen, jossa kalojen altistaminen mikromuoveille on ollut tarkoituksellista ja mikromuovikonsentraatiot vedessä ovat olleet suhteellisen suuria verrattuna luonnonoloihin (esim. Barboza ym. 2018, de Sá ym. 2015, Rochman ym. 2013, Oliveira ym. 2013, Batel ym. 2016). Tuloksia ei siksi voida suoraan yleistää luonnonkaloihin (Steer ym. 2017).

Kokeellisten tutkimusten tulokset kuitenkin antavat viitteitä siitä, että mikromuovit voivat aiheuttaa kaloille monenlaisia terveyshaittoja. Mikromuovit voivat sisältää haitallisia aineita, kuten muovien pehmentiminä käytettyjä ftalaatteja (Mato ym. 2001, Thompson ym. 2007, Talsness ym. 2009). Lisäksi mikromuovit voivat tehokkaasti absorboida vedestä muitakin haitallisia aineita, sillä niillä on suhteellisen suuri pinta-ala suhteessa tilavuuteen (Thompson ym. 2007). Mikäli mikromuovia kulkeutuu kalaan, haitalliset aineet voivat vapautua muovikappaleesta ja siirtyä kalan elimistöön (Batel ym. 2016).

Mikromuoveihin voi imeytyä vedestä metalleja, kuten lyijyä, alumiinia ja kadmiumia (Rochman ym. 2014a), joille altistuminen voi heikentää kalanpoikasten kasvua ja selviytymistä (McKinley ym. 2011, Hutchinson ym. 1994) sekä saalistustehokkuutta (de Sá ym. 2015). Mikromuoveihin voi imeytyä myös elohopeaa, joka voi kertyä kalojen aivoihin ja lihaksiin (Barboza ym. 2018). Mikromuovit ja elohopea yhdessä voivat aiheuttaa kaloille neurotoksisia vaikutuksia estämällä ja muuttamalla entsyymitoimintaa sekä lisäämällä rasvojen hapettumista aivoissa ja lihaksissa (Barboza ym. 2018).

Metallien lisäksi mikromuoveihin voi imeytyä vedestä myös pysyviä orgaanisia yhdisteitä (POP-yhdisteet) (Chua ym. 2014, Rochman ym. 2014b). POP-yhdisteet voivat vähentää sukusolujen tuottamista koiraskaloilla ja munien tuottamista naaraskaloilla (Muirhead ym. 2006). POP-yhdisteet voivat kulkeutua kauaskin alkuperäisestä lähteestään, ja kaukokulkeutuminen saattaa osin selittää

POP-yhdisteiden kertymisen kaloihin (Gassel ym. 2013). On kuitenkin viitteitä siitä, että tietyt POP-yhdisteet, kuten BDE-209, siirtyisivät kaloihin nimenomaan muovikappaleiden välityksellä (Gassel ym. 2013).

Haitallisten aineiden siirtymisen lisäksi mikromuovien on epäilty voivan aiheuttaa kaloille muitakin haittoja, kuten valheellista kylläisyyden tunnetta, haavaumia tai suolen tukkeutumista (Batel ym. 2016).

Mikromuovien aiheuttamista haitoista luonnonkaloille on toistaiseksi erittäin vähän tietoa (Steer ym. 2017, Rummel ym. 2016). Vaikka kokeellisissa tutkimuksissa on pystytty osoittamaan mikromuovin aiheuttavan haittaa kaloille, luonnonoloista pyydettyjen kalojen tutkimuksissa ei ole havaittu, että mikromuovin (<5 mm) syöminen heikentäisi yli 10 cm pituisten kalojen fyysistä kuntoa (Rummel ym. 2016, Foekema ym. 2013). Mikromuovien ei ole havaittu kertyvän kalojen ruoansulatuskanaviin merkittävässä määrin, eikä niistä näin ollen todennäköisesti aiheudu valheellista kylläisyyden tunnetta tai suolen tukkeutumista (Batel ym. 2016, Foekema ym. 2013). Mikromuovien ei uskota myöskään siirtävän merkittäviä määriä haitallisia aineita kaloihin luonnonoloissa (Foekema ym. 2013). Kalojen koko suhteessa muovikappaleiden kokoon voi kuitenkin muuttaa tilannetta. Pikkupoikasille mikromuovi saattaa aiheuttaa valheellista kylläisyyden tunnetta, suolen tukkeutumista tai haitallisten aineiden merkittävää siirtymistä kalojen elimistöön (Foekema ym. 2013).

1.7 Tutkielman tavoitteet

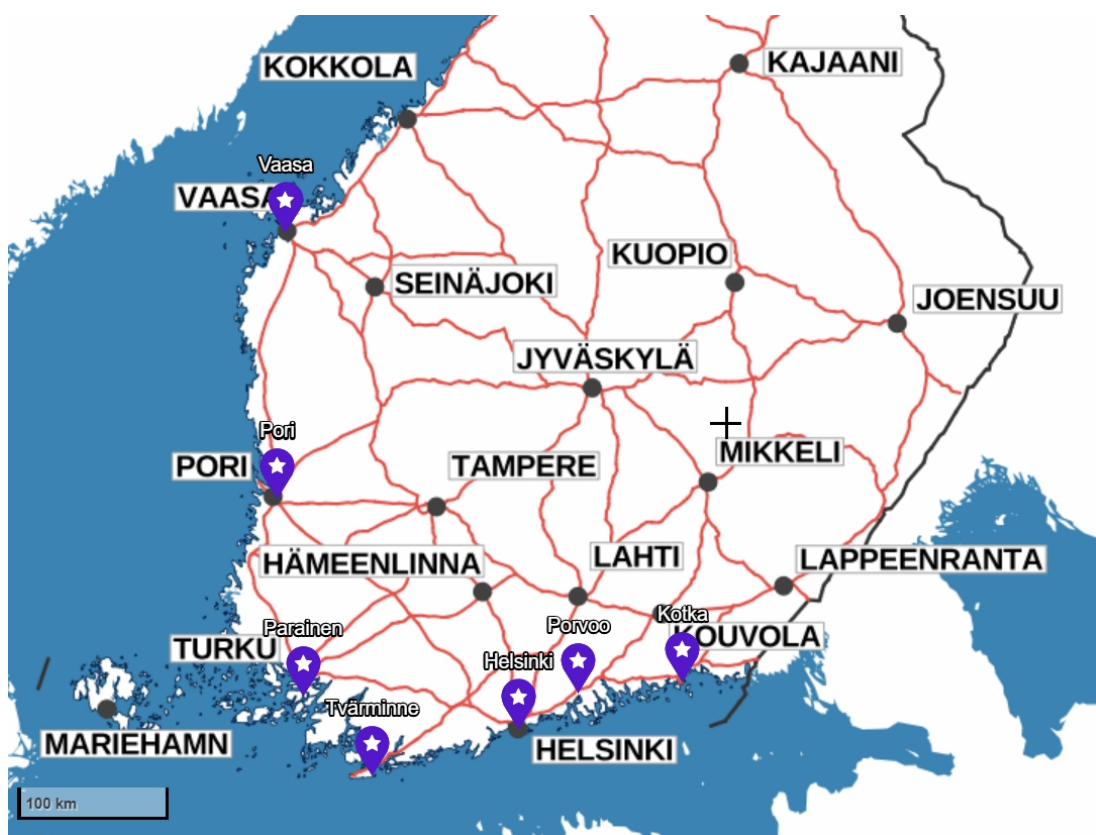
Tässä pro gradu -tutkielmassa selvitettiin mikromuovien määrää Suomen rannikkoalueiden kaloissa Itämerellä. Mikromuovimääristä Itämeren alueen kaloissa on melko vähän tutkimustietoa (Rummel ym. 2016, Budimir ym. 2018, Beer ym. 2018), ja Suomen rannikkoalueelta tietoa ei ole lainkaan. Pro gradu -tutkielmani pyrkii täydentämään tätä aukkoa tutkimuskentässä. Tutkielma on osa Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) Mikromuovit Suomen vesistöissä – mahdollisten uhkien selvitys (MIF) -hanketta. MIF-hankkeen tavoitteena on tuottaa kansallista tietoa mikroskooppisen muoviroskan määristä ja käyttäytymisestä vesiympäristössä, sekä arvioida siitä koituvia mahdollisia haittoja sekä järvissä että Itämeressä. MIF-hankkeen rahoittaa Suomen Akatemia.

Tutkielmaa varten analysoitiin 503 kalanäytettä yhdeksästä kohteesta eri puolilta Suomen rannikkoa. Tavoitteena oli selvittää, kuinka paljon kaloissa on mikromuovia, onko mikromuovia syöneiden kalojen suhteellisissa osuuksissa eroja eri näytteenottopaikkojen tai kalalajien välillä, sekä vaikuttaako kalojen pituus tai paino siihen, kuinka usein niistä löytyy muovia. Tutkielmassa tarkasteltiin myös sitä, onko kalojen vatsaista löytyneen ravinnon määrällä yhteyttä siihen, kuinka usein kaloista löytyy mikromuovia. Lisäksi tutkittiin, korreloiko kaloista löydetyn mikromuovimäärä samoilta näytteenottopaikoilta otettujen vesinäytteiden mikromuovimäärien kanssa.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Näytteiden kerääminen

Kalanäytteet kerättiin Helsingistä (Munkkiniemi, Kivinokka ja Mätäjoki), Porvoosta, Kotkasta, Vaasasta, Porista, Paraisilta ja Tvärminnestä (kuva 2). Vesinäytteet otettiin samoista paikoista kuin kalanäytteetkin pois lukien Tvärminne ja Mätäjoki. Kaikki näytteet kerättiin 8.5 – 15.8.2017 välisenä aikana.



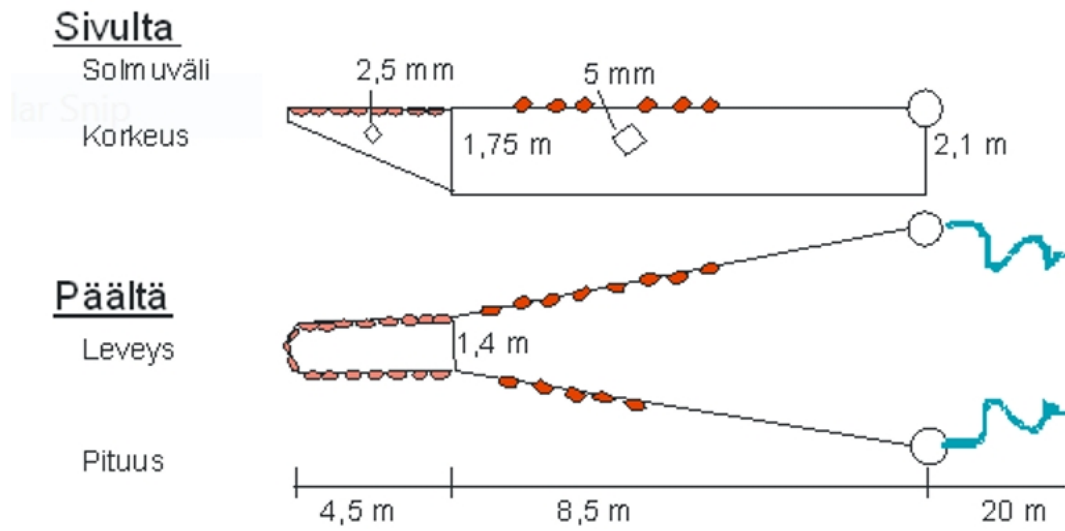
Kuva 2: Näytteenottopaikat. Kalanäytteet kerättiin Helsingistä (Kivinokka, Munkkiniemi, Mätäjoki), Porvoosta, Kotkasta, Vaasasta, Porista, Paraisilta ja Tvärminnestä. Vesinäytteet otettiin samoista paikoista kuin kalanäytteetkin pois lukien Tvärminne ja Mätäjoki. Näytteenottopaikat on merkitty kuvaan tähdillä. © Maanmittauslaitos.

Näytteenottopaikat valittiin siten, että ne edustivat urbaaneja alueita, joiden lähistöllä on muoviroskan lähteitä. Helsingistä näytteet otettiin Munkkiniemen uimarannalta (60.2000904, 24.856229), Kivinokan uimarannalta (60.194581, 25.005679) ja Mätäjoesta (60.211747, 24.849857). Munkkiniemen uimaranta sijaitsee Laajalahdella, johon arvioitiin tulevan muoviroskaa muun muassa ympäröivältä asuinalueelta ja

vilkkaasti liikennöidyiltä teiltä. Näytteenottohetkellä Munkkiniemen rantaan oli lisäksi päässyt kotitalouksien puhdistamattomia jätevesiä arviolta parin kuukauden ajan, yhteensä noin 5 000 kuutiota (Jokinen 2017). Kivinokan uimarannan lähistöllä mahdollisia muoviroskan lähteitä ovat muun muassa Vantaanjoki ja Itäväylä. Mätäjoen varrella on muun muassa teollisuutta, tiivistä asutusta ja entinen kaatopaikka (Helsingin kaupunki 2014). Porvoosta näytteet otettiin Nikuvikenin uimarannalta (60.287465, 25.523737), joka sijaitsee pohjoismaiden suurimman petrokemian sataman sekä muovituotteita valmistavan tehtaan läheisyydessä. Kotkasta näytteet otettiin Niinlahden leirikeskuksen alueelta (60.439156, 26.850957), Vaasasta keskustassa sijaitsevalta Kustaanlinnan uimarannalta (63.082813, 21.614234) ja Porista Sandön pienvenesatamasta (61.705636, 21.534240). Paraisilta näytteet otettiin kaupungin uimarannalta (60.296838, 22.303224), jonka lähellä on sementtitehdasalue ja vierasvenesatama. Vertailunäytteet otettiin luonnonsuojelualueelta Tvärminnen eläintieteellisen aseman (Helsingin yliopisto) rannasta (59.845033, 23.248122).

Kalanäytteet kerättiin nuottaamalla (kuva 3) lukuun ottamatta Mätäjoen näytteitä, jotka kerättiin sähkökalastamalla. Luonnonvarakeskus (Luke) keräsi Mätäjoen kalanäytteet ja SYKE kaikki muut näytteet. Mätäjoen kalanäytteet saatiin Luken kautta, koska SYKEN tutkimusryhmälle ei myönnetty vedenomistajan lupaa Mätäjoella kalastamiseen, sillä kalastuksen pelättiin vahingoittavan taimenkantaa.

Kalat lopetettiin heti pyydystyksen jälkeen katkaisemalla saksilla selkäranka heti pään takaa. Kalat laitettiin muovipusseihin ja pidettiin pakastimessa (-20 °C) siihen asti, kunnes ne käsiteltiin laboratorioissa.



Kuva 3. Näytteenotossa käytetyn nuotan mitat. Oranssit ja punaiset soikiot ovat nuotan kellukkeita. Sinisistä naruista nuotta vedetään rannalle. © Lappalainen ym. 2014.

Vesinäytteet otettiin pumpulla (Talvitie ym. 2015), joka pumppaa vettä merestä putkeen, jossa vesi kulkee ensin 300 μm :n, sitten 100 μm :n ja viimeisenä 20 μm :n haavikankaan läpi (kuva 4). Haavikankaiden halkaisija oli noin 7 cm. Suodatettu vesimäärä vaihteli eri näytteenottopaikoilla 400 – 2000 litran välillä, sillä joissain paikoissa haavikangas tukkeutui nopeammin kuin toisissa johtuen vedessä olevan orgaanisen aineen määrästä. Suodatuksen jälkeen haavikankaat laitettiin pinseteillä omiin puhtaisiin petrimaljoihinsa ja kannet teipattiin kiinni. Suljetut petrimaljat pidettiin pakastimessa (-20 °C) siihen asti, kunnes ne tutkittiin laboratorioissa.



Kuva 4. Vesinäytteenotin. Näytteenottimen pumppu (1) pumppaa vettä merestä putkeen, jossa vesi kulkee ensin 300 μm :n (2), sitten 100 μm :n (3) ja viimeisenä 20 μm :n (4) haavikankaan läpi.

2.2 Laboratoriotyöt

Kaloista valittiin tutkittavaksi 503 yksilöä, joiden pituus oli 3.3 – 13.3 cm (taulukko 2). Tämän kokoluokan kaloille oli olemassa SYKEN tutkimusryhmässä kehitetty kudosten sulatusmenetelmä ylimääräisen orgaanisen aineksen poistamiseksi (Budimir ym. 2018). Yleisimpiä tutkimukseen valikoituneita kalalajeja olivat salakka (*Alburnus alburnus*) (29.2 %), kolmipiikki (*Gasterosteus aculeatus*) (23.9 %), ahven (*Perca fluviatilis*) (21.3 %) ja särki (*Rutilus rutilus*) (18.1%). Näiden neljän lajin osuus kokonaisyksilömäärästä oli yhteensä 92.4 %. Muita lajeja olivat mutu (*Phoxinus phoxinus*) (4.0 %), mustatäplätokko (*Neogobius melanostomus*) (3.0 %), hauki (*Esox lucius*) (0.4 %) ja pasuri (*Blicca bjoerkna*) (0.2 %).

Taulukko 2. Tutkimuksessa analysoidut kalanäytteet (n=503): näytteenottopaikka, kultakin paikalta saadut lajit ja yksilömäärät sekä näiden keskimääräiset kokonaispituudet ja -painot keskihajontoineen

Näytteen- ottopaikka	Laji	Yksilö- määrä (kpl)	Keski- paino (g)	Keski- pituus (cm)
Kivinokka	Kolmipiikki	20	1.8 ± 0.6	5.8 ± 0.6
	Salakka	20	3.9 ± 3.0	8.4 ± 2.0
Munkkiniemi	Kolmipiikki	20	2.0 ± 0.4	6.0 ± 0.4
	Salakka	20	5.5 ± 2.3	9.8 ± 1.1
Porvoo	Kolmipiikki	20	2.5 ± 0.6	6.4 ± 0.5
	Salakka	15	4.0 ± 1.5	9.0 ± 1.0
	Särki	5	4.7 ± 0.7	8.3 ± 0.4
	Ahven	20	3.8 ± 1.0	7.7 ± 0.6
Kotka	Kolmipiikki	20	2.4 ± 0.4	6.3 ± 0.4
	Särki	20	2.2 ± 0.6	6.8 ± 0.6
	Ahven	20	3.0 ± 1.2	7.0 ± 1.0
	Mutu	20	0.7 ± 0.2	4.6 ± 0.3
Vaasa	Salakka	20	7.4 ± 1.6	10.7 ± 0.7
	Särki	20	7.7 ± 1.6	9.9 ± 0.7
Pori	Kolmipiikki	20	2.5 ± 0.3	6.4 ± 0.3
	Ahven	20	4.5 ± 4.1	7.4 ± 1.8
	Salakka	15	3.2 ± 2.9	7.9 ± 2.0
	Särki	15	11.4 ± 5.2	10.6 ± 1.5
	Pasuri	1	5.8	9.0
Parainen	Ahven	20	3.5 ± 1.1	7.1 ± 0.6
	Salakka	20	5.0 ± 1.5	9.2 ± 1.0
	Särki	13	6.8 ± 3.9	8.7 ± 1.6
Tvärminne	Kolmipiikki	20	1.7 ± 0.4	5.7 ± 0.5
	Salakka	17	2.8 ± 0.5	7.5 ± 0.4
	Ahven	14	3.0 ± 1.0	6.9 ± 0.6
	Särki	10	9.2 ± 2.5	10.2 ± 1.0
	Mustatäplä- tokko	15	0.8 ± 0.1	4.2 ± 0.5
Mätäjoki	Salakka	20	11.7 ± 1.6	11.9 ± 0.5
	Ahven	13	13.5 ± 9.4	9.8 ± 3.0
	Särki	8	15.3 ± 6.0	11.3 ± 1.6
	Hauki	2	8.3 ± 1.6	10.5 ± 0.6

Vetokaappi ja kaikki välineet puhdistettiin huolellisesti aina ennen työskentelyä. Kalat sulatettiin ja niiltä mitattiin kokonaispituus ja -paino. Kalojen vatsat avattiin preparointisaksilla, ja vatsalaukku ja suoli vedettiin pinseteillä ulos huolehtien siitä, että koko vatsa ja suoli saatiin talteen. Vatsa ja suoli laitettiin näyteputkeen, jonka korkki suljettiin välittömästi. Kuhunkin näyteputkeen tuli yhden kalan vatsa ja suoli, lukuun ottamatta mustatäplätokkoja (n=15), joita laitettiin viisi yksilöä samaan näyteputkeen. Preparointisakset ja pinsetit huuhdeltiin aina ennen seuraavan kalan käsittelyä. Kalojen punnitsemista lukuun ottamatta kaikki työvaiheet suoritettiin vetokaapissa.

Kalojen vatsat ja suolet hajotettiin Budimirin ym. (2018) kehittämällä käsittelyllä, joka ei hajota näytteiden sisältämää mikromuovia. Näyteputkiin lisättiin vetokaapissa 10 millilitraa 1 M natriumhydroksidia (NaOH) ja 5 millilitraa natriumlauryylisulfaattia (SDS) (5 g/L). NaOH ja SDS oli suodatettu 0.7 µm:n GF/F-suodattimen läpi vetokaapissa ennen käyttöä kontaminaation minimoimiseksi. NaOH:n ja SDS:n lisäämisen jälkeen näyteputket laitettiin uuniin (50°C) noin kahdeksi vuorokauksi. Näytteitä sekoitettiin niiden oltua uunissa noin 24 tuntia, mikä edistää orgaanisen aineen hajoamista (Budimir ym. 2018).

Kalanäytteiden lisäksi tehtiin kontrollinäytteitä, joiden avulla voitiin arvioida laboratoriotyöskentelyn tuottaman kontaminaation osuutta tuloksista. Kontrollinäytteet käsiteltiin muilta osin täysin samalla tavalla kuin kalanäytteet, mutta niissä ei ollut kalojen vatsoja ja suolia. Kontrollinäytteitä tehtiin yhteensä 95 kappaletta, eli yksi noin viittä kalanäytettä kohti.

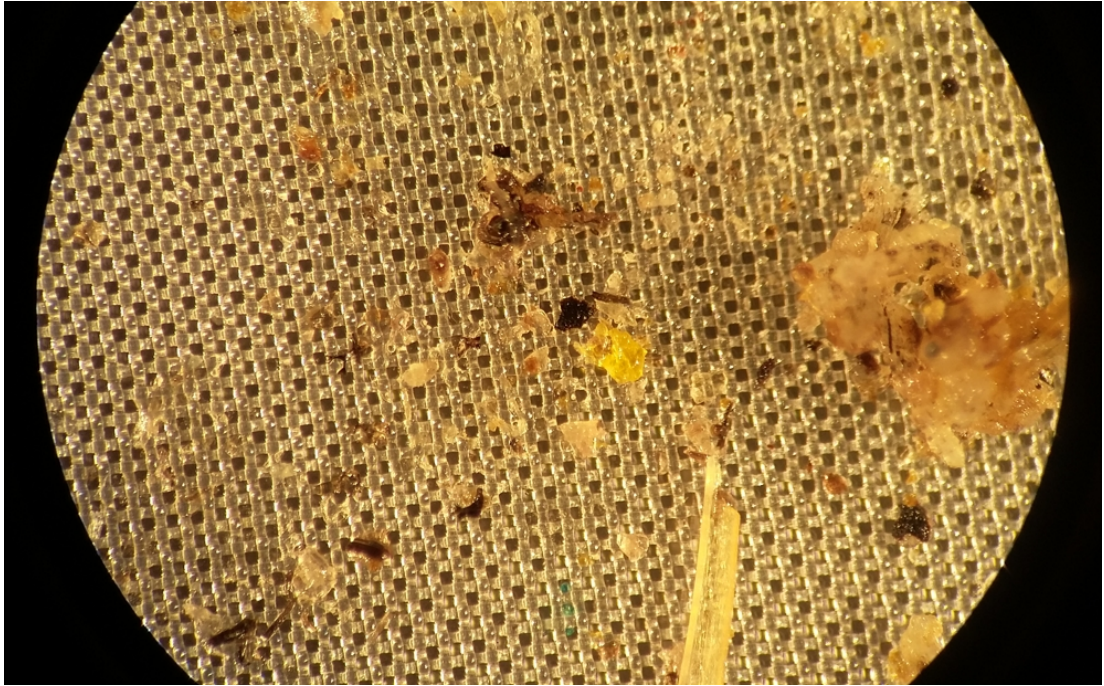
Kahden vuorokauden jälkeen näytteet imusuodatettiin vetokaapissa (kuva 5) pyöreille 100 µm:n haavikankaille, joiden halkaisija oli noin 4,7 cm. Haavikankaat oli huuhdottu huolellisesti ennen käyttöä ja ne asetettiin paikoilleen puhtailla pinseteillä. Näyte kaadettiin suodattimen läpi ja näyteputki huuhdottiin kolmesti etanolilla suodattimelle. Suodattimen reunat huuhdottiin lopuksi etanolilla ja Milli-Q -vedellä. Myös haavikangas huuhdottiin lopuksi Milli-Q -vedellä. Sitten haavikangas, jolle näyte oli suodatettu, asetettiin pinseteillä puhtaalle petrimaljalle, jonka kansi suljettiin

välittömästi. Suodatin ja pinsetit huuhdottiin huolellisesti ennen seuraavan näytteen suodattamista.



Kuva 5. Imusuodatusvälineet, näyteputkia ja petrimaljoja vetokaapissa.

Suodatetut näytteet tutkittiin laboratoriossa preparointimikroskoopilla saman päivän aikana ennen kuin ne olivat ehtineet kuivua (kuva 6). Petrimaljojen kansia jouduttiin pitämään välillä auki mikroskopoimisen aikana.



Kuva 6. Haavikankaalle suodatettu kalanäyte mikroskoopilla katsottuna.

Partikkelit tunnistettiin muoviksi alustavasti silmämääräisesti ja neulalla tunnustelemalla. Partikkelit varmistettiin muoviksi sulattamalla niitä kuumalla juotoskärjellä (kuva 7). Partikkelin sulamistavasta pääteltiin, oliko partikkeli muovia vai ei. Partikkelit mitattiin pisimmästä kohdastaan mikroskoopin okulaarimitalla ennen sulattamista.



Kuva 7. Muovien sulattamiseen käytetty juotoskärki.

Mikromuovikappaleiden lisäksi laskettiin myös kuidut, joiden arvioitiin olevan ihmisen muokkaamia, kuten esimerkiksi tekstiilikuidut. Tämä pääteltiin muun muassa värin ja muodon perusteella. Mikroskopoinnin yhteydessä seurattiin myös kalojen vatsan sisältöä, eli oliko kala syönyt vai oliko vatsa tyhjä.

Vesinäytteistä tutkittiin vain 300 ja 100 μm :n haavikankaille suodatetut näytteet. 20 μm :n näytteitä ei tutkittu, sillä kalojen vatsojen sisällöstä ei tutkittu niin pieniä hiukkasia. 300 ja 100 μm :n näytteitä oli yhteensä 34. Vesinäytteet tutkittiin preparointimikroskoopilla samalla tavalla kuin kalanäytteet. Petrimaljojen kansia jouduttiin välillä pitämään auki mikroskopoinnin yhteydessä. Mikromuovit tunnistettiin alustavasti silmämääräisesti ja neulalla tunnustelemalla. Partikkelit varmistettiin muoviksi sulattamalla ne. Partikkelit mitattiin mikroskoopin okulaarimitalla ennen sulattamista.

Vesinäytteiden mikroskopoinnin yhteydessä tehtiin kontrollinäytteitä yhteensä viisi kappaletta. Kontrollinäytteet olivat puhtaita haavikankaita, joita pidettiin petrimaljalla ilman kantta mikroskoopin vieressä yhtä kauan kuin yhden vesinäytteen läpikäymiseen kului aikaa. Tämän jälkeen kontrollinäytteet tutkittiin mikroskoopin alla.

Kontrollinäytteistä löytyneille kuiduille ja mikromuovikappaleille laskettiin keskiarvot, jotka vähennettiin kaloista löytyneiden kuitujen ja muovikappaleiden kokonaismääristä.

2.3 Tilastoanalyysit

Kalojen muovinsyönti koodattiin numeroilla 0 tai 1 (0= ei syönyt muovia, 1= syönyt muovia). Kalan pituuden ja painon vaikutusta muovinsyöntiin testattiin binaarisen muuttujan logistisella regressioanalyysillä. Seuraavaksi testattiin näytteenottopaikan ja lajin vaikutukset muovinsyöntiin ei-parametrisella Kruskal-Wallis testillä, koska aineisto ei täyttänyt parametrisen testin vaatimuksia. Lisäksi tehtiin parittaiset vertailut näytteenottopaikkojen välillä Bonferronin testillä.

Edellä kuvatut testit tehtiin ensin koko kala-aineistolle ($n=503$). Sen jälkeen testit tehtiin siten, että aineistona olivat neljä yleisintä lajia (salakka, kolmipiikki, ahven,

särki) (n=465). Lisäksi testattiin painon, pituuden ja näytteenottopaikan vaikutus muovinsyöntiin myös näille neljälle yleisimmälle lajille jokaiselle erikseen.

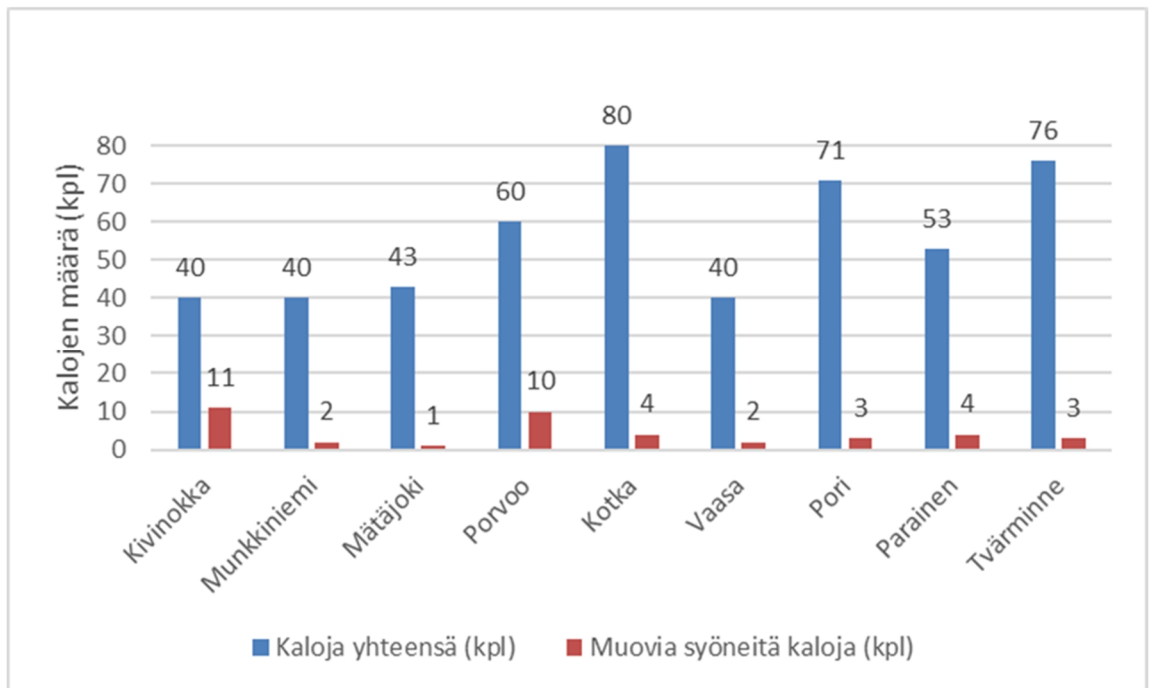
Vatsan sisällön vaikutusta muovin löytymiseen testattiin Mann Whitney U -testillä. Vatsan sisältö koodattiin luvuilla 0=tyhjä vatsa tai 1=vatsassa ravintoa. Kalan muovinsyönti koodattiin luvuilla 0=ei syönyt muovia tai 1=syönyt muovia.

Vesi- ja kalanäytteistä löydettyjen mikromuovimäärien välistä korrelaatiota testattiin Spearmanin korrelaatiokertoimen avulla. Testiä varten jokaiselle näytteenottopaikalle laskettiin keskimääräinen muovin määrä vedessä kuutiometriä kohti (muovikappaleita m^{-3}) sekä keskimääräinen muovin määrä kalaa kohti (muovikappaleita/ kala). Lisäksi laskettiin suhteellinen frekvenssi muovin syönnille paikkaa kohti (muovia syöneet kalat/ kaikki näytteenottopaikan kalat).

3 Tulokset

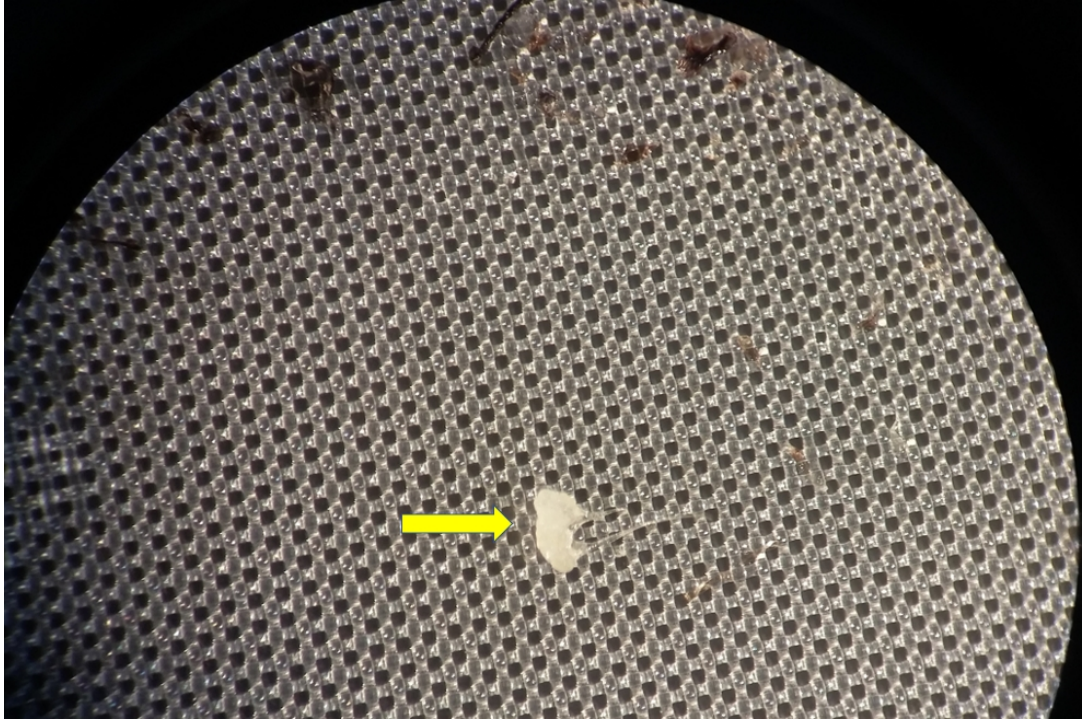
3.1 Kalanäytteet

Koko aineistosta (n=503) yhteensä neljäkymmenen (8 %) kalan ruoansulatuskanavasta löytyi mikromuovikappaleita (kuva 8). Muovikappaleiden määrä vaihteli 0 – 5 välillä kalaa kohti. Yhteensä kaloista löytyi 52 mikromuovikappaletta.



Kuva 8. Kaikkien tutkittujen kalojen (n=503) ja muovia syöneiden kalojen (n=40) yksilömäärät eri näytteenottoaikoilla. Siniset palkit kuvaavat tutkittujen kalojen määrää eri näytteenottoaikoilta. Punaiset palkit kuvaavat muovia syöneiden kalojen määrää.

Suurin osa muovikappaleista oli läpinäkyviä (44.2 %) tai valkoisia (38.5 %) (kuva 9). Lisäksi löytyi pieniä määriä muun värisiä muoveja: vaaleanpunaisia (11.5 %) ja keltaisia (3.8 %) sekä yksi musta partikkeli (1.9 %). Muovit olivat kooltaan 184 – 2592 μm (taulukko 3).



Kuva 9. Kalanäytteestä löytynyt läpinäkyvä mikromuovikappale, joka on tunnistettu muoviksi sulattamalla sitä kuumalla juotoskärjellä.

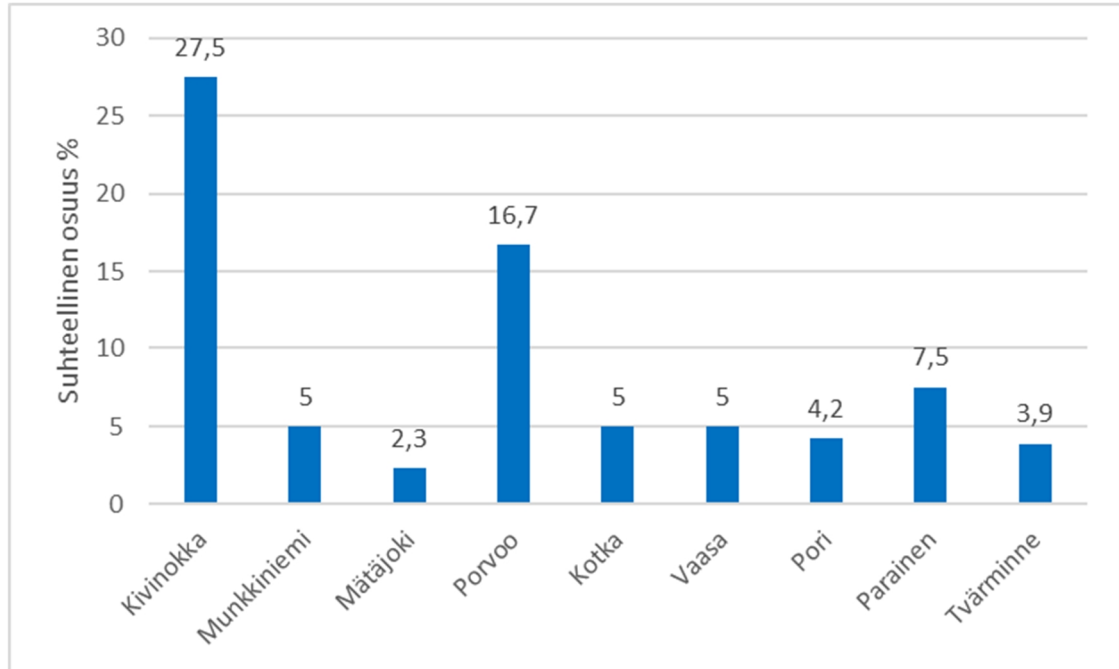
Taulukko 3. Kaloista löytyneet mikromuovit (n=52) värin ja kokoluokan mukaan jaoteltuna.

	100 - 300 µm	300 - 500 µm	500 - 1000 µm	>1000 µm	Yhteensä
Läpinäkyvä	2	8	10	3	23
Valkoinen	2	10	7	1	20
Vaaleanpunainen	0	1	4	1	6
Keltainen	0	1	1	0	2
Musta	0	0	1	0	1
Yhteensä	4	20	23	5	52

Kalanäytteiden käsittelyn yhteydessä tehdyistä kontrollinäytteistä löytyi partikkelimaista kontaminaatiota: viidestä (5.3 %) kontrollista löytyi kustakin yksi läpinäkyvä mikromuovikappale. Kappaleet olivat kooltaan 306 – 857 µm. Osa kalanäytteistä löydetystä läpinäkyvistä muovikappaleista arvioitiin siis kontrollien perusteella kontaminaatioksi, joten jokaisesta läpinäkyvästä muovikappaleesta (n=23) vähennettiin kontrolleista löydetyn kontaminaation keskiarvo (0.05). Näin kaloista löytyneiden muovikappaleiden lopulliseksi kokonaismääräksi saatiin 50.9.

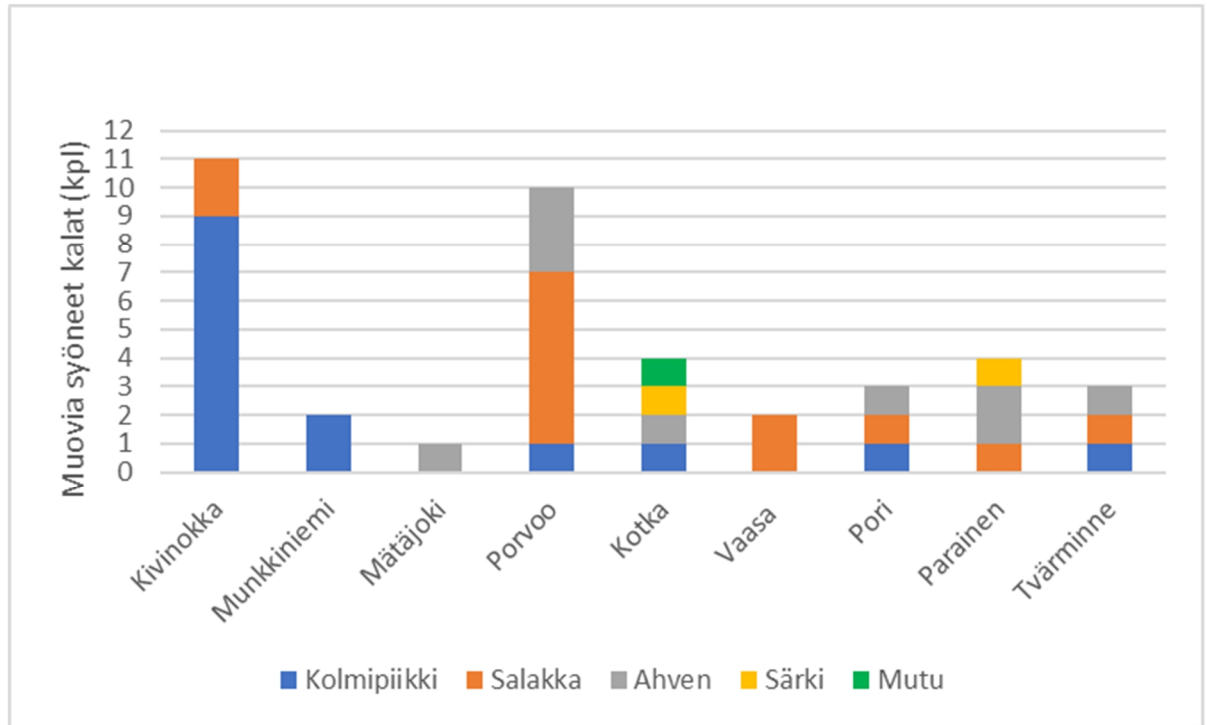
Kuituja löytyi 95 kalasta (18.9 %) yhteensä 128 kappaletta. Kalanäytteiden yhteydessä tehdyistä kontrollinäytteistä löytyi kuituja 54 näytteestä yhteensä 98 kappaletta. Kalanäytteiden (n=95) kuitujen kokonaismäärästä vähennettiin kontrollinäytteistä löydettyjen kuitujen keskiarvo (1.03), jolloin kuituja jäi jäljelle 24 kalaan (4.8 %) yhteensä 32.2 kappaletta. Kaloista löytyneistä kuiduista 75 % oli siis kontrollinäytteiden perusteella kontaminaatiota. Kuituja ei laskettu mukaan kaloista löytyneen mikromuovin määrään.

Helsingin Kivinokalta pyydetyistä kaloista löytyi eniten mikromuovia (27.5 %). Vähiten mikromuovia oli Mätäjoelta pyydetyissä kaloissa (2.3 %) (kuva 10). Muovia syöneiden kalojen yksilömäärät eri näytteenottopaikoilta on esitetty liitteessä 1.



Kuva 10. Muovia syöneiden kalojen suhteelliset frekvenssit (%) eri näytteenottopaikoilla. Suhteelliset frekvenssit on laskettu jakamalla muovia syöneiden kalojen määrä samalta näytteenottopaikalta tutkittujen kalojen kokonaismäärällä.

Lajeittain vertailtuna eniten mikromuovia löytyi kolmipiikeistä (12.5 %), ja seuraavaksi eniten salakoista (8.8 %) ja ahvenista (8.4 %). Myös muduissa ja särjissä oli muovia (5% ja 2.2 %) (kuva 11). Mustatäplätokoissa, hauissa ja pasurissa ei ollut lainkaan muovia. Muovia syöneiden kalojen yksilömäärät eri lajien osalta on esitetty liitteessä 2.



Kuva 11. Muovia syöneiden kalojen yksilömäärät (n=40) lajeittain jokaiselta näytteenottopaikalta. Siniset palkit kuvaavat kolmipiikkien määrää, oranssit salakoiden, harmaat ahvenien, keltaiset särkien ja vihreät mutujen määrää.

Koko kala-aineiston (n=503) testauksen perusteella kalojen painolla ja pituudella ei ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta siihen, kuinka usein kaloista löytyi mikromuovia (binaarisen muuttujan logistinen regressioanalyysi, paino: $p=0.65$ ja pituus: $p=0.254$). Myöskään lajilla ei ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta siihen, kuinka usein muovia löytyi (Kruskal-Wallis test, $p=0.412$). Näytteenottopaikalla sen sijaan oli vaikutusta siihen, kuinka usein kaloista löytyi mikromuovia (Kruskal-Wallis test, $F=4.259$, $df=8$, $p=0.000$).

Neljän yleisimmän lajin (salakka, kolmipiikki, ahven ja särki) yhtäaikaisessa vertailussa tulokset olivat samat; ainoastaan näytteenottopaikalla oli tilastollisesti merkitsevä vaikutus siihen, kuinka usein kaloista (n=465) löytyi mikromuovia (Kruskal-Wallis test, $F=4.055$, $df=8$, $p=0.000$).

Näytteenottopaikoille tehtiin parittaiset vertailut Bonferronin testillä (taulukko 4). Testauksessa käytettiin koko aineistoa (n=503). Vertailun perusteella Kivinokka erosi kalojen muovinsyönnin yleisyyden osalta tilastollisesti merkitsevästi ($p<0.05$) kaikista muista näytteenottopaikoista paitsi Porvoosta ($p>0.05$). Porvoo ei eronnut tilastollisesti merkitsevästi mistään näytteenottopaikasta ($p>0.05$). Muiden näytteenottopaikkojen (Munkkiniemi, Kotka, Vaasa, Pori, Parainen, Tvärminne, Mätäjäjoki) välillä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja toisiinsa nähden, ainoastaan kunkin paikan ero Kivinokkaan verrattuna oli tilastollisesti merkitsevä.

Taulukko 4. Parittaiset vertailut näytteenottopaikkojen välillä. Vertailu tehtiin Bonferronin testillä.

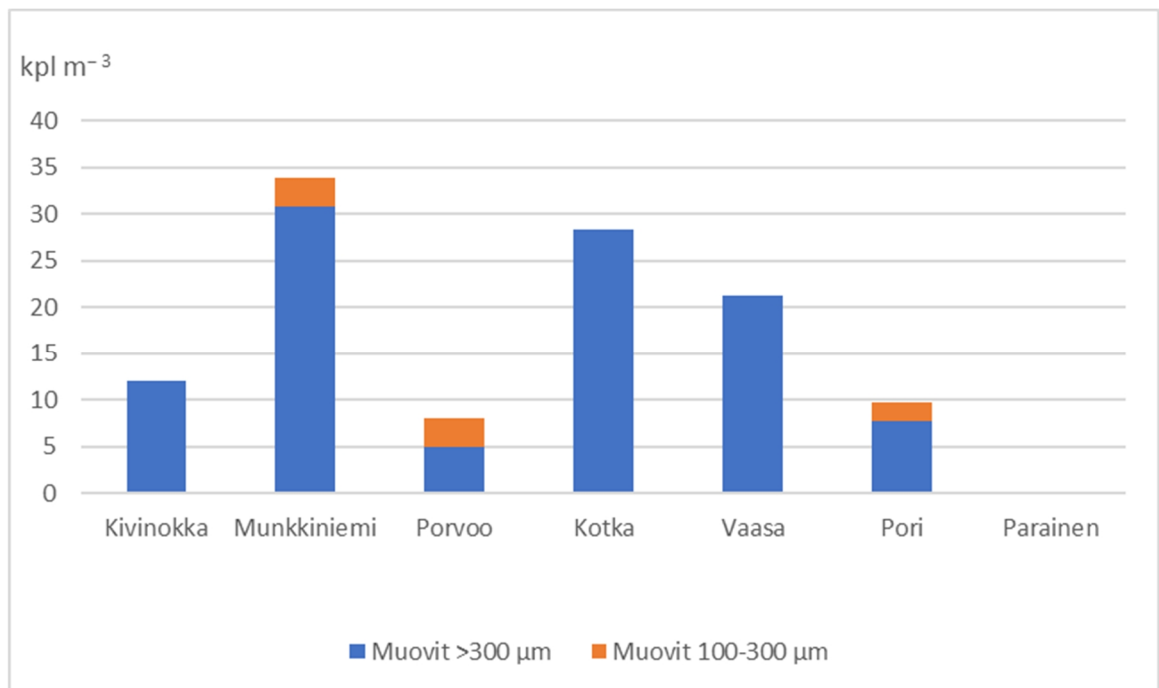
(I) Paikka	(J) Paikka	Mean Difference		Sig.	95% Confidence Interval	
		(I-J)	Std. Error		Lower Bound	Upper Bound
Kivinokka	Kotka	,23*	,052	,001	,06	,39
	Munkkiniemi	,23*	,060	,007	,03	,42
	Mätäjäjoki	,25*	,059	,001	,06	,44
	Parainen	,20*	,056	,014	,02	,38
	Pori	,23*	,053	,000	,06	,40
	Porvoo	,11	,054	1,000	-,07	,28
	Tvärminne	,23*	,054	,001	,06	,40
	Vaasa	,23*	,060	,007	,03	,42

Neljä yleisintä lajia testattiin myös jokainen laji erikseen. Tulosten perusteella näytteenottoaika vaikutti tilastollisesti merkitsevästi siihen, kuinka usein salakasta ja kolmipiikistä löytyi muovia (Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$), mutta pituudella ja painolla ei ollut vaikutusta. Ahvenella ja särjellä minkään muuttujan vaikutus ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($p > 0.05$).

Vatsan sisällön (täysi vai tyhjä vatsa) ja muovin syönnin yleisyyden välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää yhteyttä (Mann-Whitney U -testi, $p > 0.05$).

3.2 Vesinäytteet

Vesinäytteissä oli mikromuovia keskimäärin $16.2 \pm 11.2 \text{ kpl m}^{-3}$. Eniten mikromuovia oli Munkkiniemessä, jossa mikromuoveja oli vedessä keskimäärin 33.9 kappaletta m^{-3} . Vähiten mikromuovia oli Paraisilla, jonka vesinäytteistä ei löytynyt lainkaan muovia (kuva 12).



Kuva 12. Mikromuovikappaleiden määrä vedessä eri näytteenottoaikoilla (kpl m^{-3}). Siniset palkit kuvaavat niiden mikromuovien määrää, jotka olivat yli 300 μm :n kokoisia. Oranssit palkit kuvaavat niiden mikromuovien määrää, jotka olivat kooltaan 100 – 300 μm .

Yhteensä kaikkien alueiden vesinäytteistä löytyi 33 mikromuovikappaletta. Suurin osa (72 %) muovikappaleista oli läpinäkyviä (n=24). Seuraavaksi yleisimmät värit olivat valkoinen (12 %, n=4) ja sininen (6 %, n=2). Lisäksi vesinäytteistä löytyi yksi vaaleanpunainen, yksi punainen ja yksi keltainen muovikappale. Muovikappaleet olivat kooltaan 140 – 2370 µm. Vesi- ja kalanäytteistä löytyneiden mikromuovimäärien välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota (Spearmanin korrelaatiotesti, $p>0,05$).

Vesinäytteiden mikroskopoinnin yhteydessä tehdyistä viidestä kontrollinäytteestä ei löytynyt lainkaan kuituja, muovikappaleita tai muuta roskaa.

4 Tulosten tarkastelu

Tässä pro gradu -tutkielmassa tavoitteena oli selvittää, kuinka paljon rannikon kaloissa on mikromuovia, onko mikromuovia syöneiden kalojen suhteellisissa osuuksissa eroja eri näytteenottopaikkojen tai kalalajien välillä, sekä vaikuttaako kalojen pituus tai paino siihen, kuinka usein niistä löytyy muovia. Tutkielmassa tarkasteltiin myös sitä, onko kalojen vatsa- tai suoliston ravinnon määrällä yhteyttä siihen, kuinka usein kaloista löytyy mikromuovia. Lisäksi tutkittiin, korreloiko kaloista löydetyn mikromuovien määrä samoilta näytteenottopaikoilta otettujen vesinäytteiden mikromuovimäärien kanssa.

4.1 Suomen rannikkokaloissa on mikromuovia useammin kuin pohjoisen Itämeren avomerikaloissa

Tässä tutkielmassa kaloista löydettiin mikromuovia selvästi useammin (2.3 – 27.5 %) kuin Budimirin ym. (2018) tutkimista kaloista (0 – 1.8 %), jotka oli pyydetty pohjoisen Itämeren avomerialueilta. Tulokset ovat vertailukelpoisia, koska molemmissa tutkimuksissa kalanäytteet on käsitelty samalla menetelmällä, eikä kuituja ole sisällytetty tuloksiin. Vertailun perusteella vaikuttaa siis siltä, että Suomen rannikkokaloissa on mikromuovia useammin kuin pohjoisen Itämeren avomerikaloissa. Myös Pohjanmeren avomerikalojen tutkimuksessa (Hermesen ym. 2017) mikromuovia syöneiden kalojen osuus (0.25 %) oli selvästi alhaisempi kuin tässä pro gradu -tutkielmassa siitä huolimatta, että Pohjanmerellä tehdyssä tutkimuksessa näytteet oli suodatettu 20 µm:n suodattimen läpi (Hermesen ym. 2017), eli mikromuovia olisi voinut teoriassa löytyä enemmän kuin tässä tutkielmassa, jossa käytettiin 100 µm:n suodatinta. Suurempia mikromuovimääriä rannikkokaloissa voi selittää se, että myös meressä kelluvan muovin määrä on usein rannikon läheisyydessä suurempi kuin kauempana avomerellä (Barnes ym. 2009, Browne ym. 2011, Desforges ym. 2014, Dubaish ja Liebezeit 2013). Tämä puolestaan johtuu siitä, että suurin osa merten muoviroskasta on peräisin maalta (Gewert ym. 2017, UNEP 2016).

Muissa Itämeren alueella tehdyissä tutkimuksissa muovia syöneiden kalojen osuus kaikista tutkituista kaloista on ollut 4.9 – 21 % (Rummel ym. 2016, Lenz ym. 2016, Beer ym. 2018). Näitä tuloksia ei kuitenkaan voi suoraan verrata tämän pro gradu -tutkielman tuloksiin, sillä näissä tutkimuksissa kaloista löydetyn muovin

kokonaismääriin on laskettu mukaan myös kuidut (Beer ym. 2018, Rummel ym. 2016, Lenz ym. 2016). Lisäksi Rummelin ym. (2016) tutkimuksessa käytettiin suodatinta, jonka silmäkoko oli 500 μm , eli suuri osa sitä pienemmistä muoveista on voinut jäädä tutkimatta.

4.2 Kaloista löytyneen mikromuovin määrissä on selviä alueellisia eroja Suomen rannikolla

Tutkielman tulokset osoittavat, että mikromuovia syöneiden kalojen suhteellinen osuus vaihtelee rannikolla alueittain selvästi. Kivinokalla mikromuovia syöneiden kalojen suhteellinen osuus oli tutkittujen alueiden suurin (27.5 %). Seuraavaksi eniten muovia syöneitä kaloja oli Porvoossa (16.7 %). Muilla alueilla mikromuovia löytyi kaloista selvästi harvemmin. Kivinokka ja Porvoo sijaitsevat Uudenmaan maakunnassa, joka on Suomen tiheimmin asuttu maakunta (Tilastokeskus 2018, Maanmittauslaitos 2018). Uudenmaan väestötiheys on noin 182 asukasta km^{-2} , kun muiden Suomen maakuntien alueella väestötiheys on alle 50 asukasta km^{-2} (Tilastokeskus 2018, Maanmittauslaitos 2018). Aiemman tutkimuksen perusteella tiedetään, että tiheimmin asutuilla rannikkoalueilla kaloista löytyy muovia useammin kuin harvempaan asutuilla rannikkoalueilla (Bråte ym. 2016). Tähän vaikuttaa se, että tiheimmin asuttujen alueiden lähistöllä veteen kulkeutuu enemmän muovia kuin harvempaan asutuilla alueilla (Browne ym. 2011). Kivinokalla mahdollisia mikromuovin lähteitä ovat muun muassa Vantaanjoki ja Itäväylä. Porvoossa erityisesti petrokemian satama ja muovituotteita valmistava tehdas ovat potentiaalisia muoviroskan lähteitä.

Mikromuovia syöneiden kalojen suhteellinen osuus vaikuttaisi kuitenkin vaihtelevan paljon jopa toisiaan lähellä sijaitsevien paikkojen välillä, jolloin väestötiheys ei selitä eroja. Kivinokan lähellä sijaitsevassa Munkkiniemessä mikromuovia syöneiden kalojen suhteellinen osuus oli vain 5 %. Kahden lähellä toisiaan sijaitsevan paikan välisiä eroja voi osaltaan selittää se, että kalanäytteet kuvastavat tietyn näytteenottohetken tilannetta (Beer ym. 2018), ja muovit eivät todennäköisesti kerry kaloihin (Bråte ym. 2016, Güven ym. 2017). Mikromuovia syöneiden kalojen suhteelliset osuudet voivatkin vaihdella samalla alueella ajan myötä (Rummel ym. 2016), sillä myös muoviroskien sijainti vaihtelee kalojen elinympäristössä (Ryan ym.

2009). Mikromuovia syöneiden kalojen määrää olisikin hyvä seurata samoilta alueilta pidemmällä aikavälillä tarkemman kokonaiskuvan saamiseksi (Beer ym. 2018).

Mikromuovia syöneiden kalojen suhteellinen osuus oli alhaisin Mätäjoelta pyydetyissä kaloissa (2.3 %). Tulokseen saattoi kuitenkin vaikuttaa se, että Mätäjoelta saatiin pääsääntöisesti verrattain suuria kaloja, minkä vuoksi tässä tutkielmassa käytetty kemiallinen käsittely (Budimir ym. 2018) ei hajottanut Mätäjoen näytteistä orgaanista ainesta riittävän tehokkaasti. Mätäjoen kalojen vatssoissa oli myös poikkeuksellisen runsaasti kitiinipitoista ravintoa, muun muassa hyönteisiä. Kitiini ei hajoa tässä tutkielmassa käytetyllä kemiallisella käsittelyllä (Budimir ym. 2018). Kalojen suuresta koosta ja kitiinin määrästä johtuen Mätäjoen näytteistä jäi suodattimille erittäin runsaasti hyönteisten kitiinikuoria ja muuta orgaanista ainesta. Runsas orgaanisen aineksen määrä hankaloitti merkittävästi mikroskopointia ja mikromuovien havaitsemista. Tämän vuoksi onkin mahdollista, että mikromuoveja on jäänyt huomaamatta Mätäjoen näytteistä, ja tulokset saattavat olla sen vuoksi alhaisempia kuin muilta paikoilta otetuissa näytteissä. Näin ollen Tvärminnestä luonnonsuojelualueelta pyydetyissä kaloissa muovia syöneiden osuus olisi todellisuudessa ollut alhaisin (3.9 %).

Yksittäisten lajien (kolmipiikki, salakka, ahven, särki) tarkastelussa havaittiin, että näytteenottopaikka vaikutti tilastollisesti merkitsevästi siihen, kuinka usein salakasta ja kolmipiikistä löytyi mikromuovia. Ahvenen ja särjen osalta näytteenottopaikan vaikutus ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Tulosta selittää se, että salakkaa ja kolmipiikkiä saatiin Kivinokalta, missä suuremmasta osasta kaloja löytyi muovia kuin muilla näytteenottopaikoilla. Salakan ja kolmipiikin lisäksi Kivinokalta ei saatu muita lajeja.

4.3 Lajien väliset erot

Kolmipiikistä löytyi mikromuovia hieman useammin (12.5 %) kuin muista tutkituista lajeista. Seuraavaksi yleisintä muovinsyöntiä oli salakoilla (8.8 %) ja ahvenilla (8.4 %). Kolmipiikin ravinto koostuu monenlaisista pienikokoisista selkärangattomista sekä kalanmädistä ja pikkupoikasista (Lehtonen 2015: 196). Salakka syö hyönteisiä vedenpinnalta sekä eläinplanktonia (Lehtonen 2015: 146). Ahven on varsin kaikkiruokainen; sen ravinnoksi kelpaavat muun muassa

eläinplankton, pohjaeläimet ja pikkukalat (Lehtonen 2015: 223). Särjestä löytyi muovia harvemmin (2.2. %) kuin kolmesta muusta yleisimmästä lajista. Särjen ravintoa ovat erityisesti pohjaeläimet, rannikkovesissä etenkin simpukat ja kotilot (Lehtonen 2015: 125).

Neljän yleisimmän lajin osalta tulosten vertailu antaa siis viitteitä siitä, että vesipatsaasta tai veden pinnalta ravintoa etsivistä kaloista saattaisi löytyä mikromuovia hieman useammin kuin pääosin pohjan tuntumassa ruokailevista kaloista. Erot lajien välillä eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä. Myöskään aiemmissa tutkimuksissa ei ole havaittu selvää eroa vesipatsaassa tai pohjan tuntumassa ruokailevien kalojen välillä. Osassa tutkimuksista ulapan kaloista on löytynyt muovia useammin kuin pohjan lähellä elävistä kaloista (Güven ym. 2017, Rummel ym. 2016), mutta kaikissa tutkimuksissa vastaavaa eroa ei ole havaittu (Lusher ym. 2013, Neves ym. 2015, Phillips & Bonner 2015).

Elinympäristö todennäköisesti selittääkin muovinsyönnin eroja enemmän kuin laji. Tähän viittaa myös se, että Budimirin ym. (2018) tutkimuksessa pohjoisen Itämeren avomerialueilta pyydettyistä kolmipiikeistä (n=355) ei löydetty lainkaan mikromuovia, vaikka tässä pro gradu -tutkielmassa 12.5 % kolmipiikeistä (n=120) oli syönyt mikromuovia.

4.4 Kalojen koko

Kalojen pituudella tai painolla ei havaittu olevan vaikutusta siihen, kuinka usein niistä löydettiin mikromuovia. Tutkielman tulos on samansuuntainen kuin Güvenin ym. (2017) ja Foekeman ym. (2013) tutkimuksissa, joissa näytteenottopaikka vaikutti siihen, kuinka usein kaloista löytyi muovia, mutta kalojen pituudella, painolla tai ravintoverkontasolla ei ollut vaikutusta asiaan. Tässä pro gradu -tutkielmassa kalanäytteet eivät tosin olleet satunnaisotos luonnosta, vaan kalat valittiin pituuden perusteella tavoitteena saada pientä, noin 4 – 10 cm pituista kalaa, sillä tässä tutkielmassa käytetty orgaanisen aineksen hajottamismenetelmä toimii parhaiten pienille kaloille (Budimir ym. 2018). Tämän vuoksi kalat olivat varsin samaa kokoluokkaa, joten oli etukäteen oletettavissa, että mahdollista koosta johtuvaa vaikutusta muovinsyöntiin ei todennäköisesti saada tämän tutkielman tuloksissa näkyviin.

4.5 Vatsasta löytyneen ravinnonmäärän yhteys mikromuovin löytymiseen

Bråten ym. (2016) mukaan kaloista löytyy useammin muovia silloin kun niiden vatsat ovat täynnä verrattuna kaloihin, joiden vatsa on tyhjä. Tässä pro gradu -tutkielmassa vastaavaa yhteyttä ei tullut esille. Kontrollinäytteiden perusteella kalanäytteissä on voinut olla partikkelimaista kontaminaatiota, minkä vuoksi ei voida täysin poissulkea kontaminaation vaikutusta siihen, että osasta tyhjästäkin vatsasta löydettiin mikromuovia. Toisaalta mikromuovi saattaisi myös viipyä kalojen vatsassa hieman pidempään kuin varsinainen ravinto, johtuen erilaisesta koostumuksesta. Esimerkiksi petokalojen vatsojen tutkimuksessa on havaittu, että saaliskalojen hampaat ja otoliitit poistuvat petokalojen vatsasta hieman muuta ravintoainesta hitaammin (Lehtonen 2018). Mikäli mikromuovien osalta kyseessä olisi samankaltainen ilmiö, muovikappaleet eivät kertyisi kaloihin, mutta niiden poistuminen olisi hieman hitaampaa kuin varsinaisen ravinnon poistuminen, mikä saattaisi selittää mikromuovin löytymistä tyhjästäkin vatsasta. Mikromuovin viipymisaikaa kalojen ruoansulatuskanavassa ei kuitenkaan vielä tiedetä (Güven ym. 2017), joten asian varmistaminen vaatisi lisätutkimuksia.

4.6 Mikromuovien vaikutukset luonnonkaloihin

On vaikea arvioida, millaisia vaikutuksia tässä tutkielmassa havaituilla mikromuovimäärillä voi olla kaloihin yksilö- ja populaatiotasolla, sillä mikromuovien vaikutuksista luonnonkaloihin tiedetään erittäin vähän (Rummel ym. 2016, Steer ym. 2017). Ainakaan toistaiseksi luonnonoloissa ei ole pystytty mittaamaan mikromuovin viipymisaikaa kalojen vatsassa tai seuraamaan yhden stressitekijän aiheuttamia terveysvaikutuksia kaloihin (Güven ym. 2017, Steer ym. 2017). Kokeellisissa tutkimuksissa mikromuovien on osoitettu aiheuttavan kaloille merkittäviä fysiologisia ja toksisia haittavaikutuksia (Batel ym. 2016, de Sá ym. 2015, Barboza ym. 2018). Näitä tuloksia ei kuitenkaan voi suoraan yleistää luonnonoloihin, sillä kokeellisissa tutkimuksissa käytetyt mikromuovikonsentraatiot ja mikromuovien laatu ovat olleet erilaisia kuin luonnonoloissa (Steer ym. 2017). Kokeellisissa tutkimuksissa olisikin jatkossa tärkeää käyttää mikromuoveja, jotka vastaavat luonnonoloissa tavattavia mikromuoveja muun muassa kemiallisilta ominaisuuksiltaan (esim. imeytyneet POP-yhdisteet) ja konsentraatioiltaan (Steer ym. 2017). Näin saataisiin parempi ymmärrys

mikromuovien vaikutuksista meriekosysteemeihin (Steer ym. 2017). Lisäksi tarvitaan lisää tutkimustietoa siitä, kuinka kauan mikromuovit säilyvät kalojen elimistössä, jotta niiden aiheuttamia terveysvaikutuksia voidaan arvioida paremmin (Güven ym. 2017).

4.7 Suodattimen silmäkoon vaikutus tuloksiin

Güven ym. (2017) ovat osoittaneet eri tutkimuksia vertaillessaan, että mitä pienempää silmäkokoja kalanäytteiden suodatuksessa käytetään, sitä enemmän kaloista löytyy muovikappaleita. Tässä pro gradu -tutkielmassa käytettiin haavikangasta, jonka silmäkoko oli 100 μm , joten alle 100 μm :n kokoisia mikromuovikappaleita on saattanut mennä haavikankaasta läpi. Kaloista olisi siis saatettu löytää enemmän mikromuovia, mikäli haavikankaan silmäkoko olisi ollut pienempi. Pienemmän silmäkoon käyttäminen olisi kuitenkin vaatinut erilaisen tekniikan sekä kalanäytteiden käsittelylle että mikromuovien tunnistamiselle, mikä ei ollut tämän tutkielman puitteissa mahdollista. Moneen muuhun vastaavanlaiseen tutkimukseen verrattuna 100 μm :n silmäkoko on kuitenkin varsin pieni, sillä useimmissa aiemmissa tutkimuksissa suodattimen silmäkoko on ollut noin 300 μm (Hidalgo-Ruz ym. 2012).

4.8 Meriveden mikromuovipitoisuudet

Tämän tutkielman perusteella Suomen rannikolla veden mikromuovipitoisuus on korkeampi ($16.2 \pm 11.2 \text{ kpl m}^{-3}$) kuin Suomenlahden avomerialueella, jossa mikromuovia on ollut aiemman tutkimuksen perusteella alle 10 kpl m^{-3} (Setälä ym. 2016a). Tässä tutkielmassa havaitut alueelliset erot meriveden mikromuovipitoisuuksissa olivat suuria: Paraisten vesinäytteistä ei löytynyt lainkaan muovia, kun taas Munkkiniemessä oli keskimäärin 33.9 muovikappaletta m^{-3} . Tuloksiin on saattanut vaikuttaa se, että vesinäytteenotin pumppasi vettä melko pienen määrän pieneltä alueelta, jolloin vesinäyte ei ole ollut riittävän kattava otos alueelta. Munkkiniemessä veden korkeaan mikromuovipitoisuuteen on voinut vaikuttaa myös alueella sattunut jätevesivuoto, joka oli alkanut paria kuukautta ennen näytteenottohetkeä (Jokinen 2017). Jatkossa myös rannikkoalueiden vesinäytteet olisi suositeltavaa ottaa esimerkiksi pintaa pitkin vedettävällä haavilla kuten avomerellä (mm. Setälä ym. 2016a), jotta näyte olisi kattavampi otos vesialueen muovimääristä.

4.9 Kala- ja vesinäytetulosten vertailu

Tässä tutkielmassa ei ilmennyt yhteyttä samoilta rannikkoalueilta otettujen kala- ja vesinäytteiden mikromuovimäärien välillä. Tähän on voinut vaikuttaa edellä kuvattu vesinäytetuloksiin liittyvä epävarmuus. Toisaalta myöskään Lusherin ym. (2016) samoilta paikoilta ottamien vesi- ja kalanäytteiden muovimäärien välillä ei ollut yhteyttä. Tämä viittaa Lusherin ym. (2016) mukaan siihen, että kalat eivät välttämättä ole niin paljon tekemisissä muovien kanssa kuin on oletettu. Kalat liikkuvat paljon ja muovit sijaitsevat vedessä laikuttaisesti (Lusher ym. 2016). Veden mikromuovimäärää ei näin ollen voi suoraan verrata muovien syönteiden kalojen määrään (Lusher ym. 2016). Toisaalta Güven ym. (2017) löysivät kaloista useammin muovien niillä alueilla, joissa myös ympäristöstä löydettiin eniten muovien. Güven ym. (2017) ottivat kuitenkin vesinäytteiden lisäksi myös sedimenttinäytteitä, jolloin otos ympäristön muovimäärästä on ollut kattavampi kuin tässä tutkielmassa tai Lusherin ym. (2016) tutkimuksessa. Tässä tutkielmassa mikromuovia löytyi kuitenkin rannikolta enemmän kuin Itämeren avomerialueilta, mikä havaittiin sekä kala- että vesinäytetulosten vertailussa aiempiin tutkimustuloksiin Itämereltä. Suuressa mittakaavassa on siis havaittavissa yhteys kala- ja vesinäytteiden mikromuovimäärien välillä. Pienemmässä mittakaavassa muovien laikuttainen sijainti vedessä saattaa vaikuttaa tuloksiin enemmän, eikä vastaavaa yhteyttä ole sen vuoksi nähtävissä rannikkoalueiden keskinäisessä vertailussa.

Sekä vesi- että kalanäytteistä löydetty mikromuovit olivat väriltään yleisimmin läpinäkyviä tai valkoisia. Kaloista löydetty mikromuovit olivat siis samantyyppisiä kuin niiden elinympäristöstä löydetty mikromuovit. Myös Rummelin ym. (2016) Itämerellä tekemässä tutkimuksessa suurin osa kaloista löydetystä muoveista oli läpinäkyviä tai valkoisia. Rummelin ym. (2016) mukaan kaloista löydetty muovit eivät niinkään muistuta kalojen ravintoa, vaan pikemminkin heijastavat sitä, millaista muovien maailmassa tuotetaan. Tämä havainto tukisi hypoteesia siitä, että kalat syövät muovien vahingossa varsinaisen ravinnon ohella (Peters ym. 2017, Peters & Bratton 2016, Rummel ym. 2016).

4.10 Kontaminaatio

Vesinäytteiden mikroskopoinnin yhteydessä tehdyistä kontrollinäytteistä ei löytynyt lainkaan kontaminaatiota, joten ilmakulkeuman aiheuttama kontaminaatoriski mikroskopoinnin aikana vaikuttaa erittäin vähäiseltä, vaikka petrimaljan kantta jouduttiin pitämään auki näytteiden tutkimisen aikana muun muassa sen vuoksi, että partikkelit täytyi varmistaa muoviksi sulattamalla niitä kuumalla juotoskärjellä.

Laboratoriotyöskentelyn aikana tehdyistä kontrollinäytteistä löytyi sekä muovikappaleita että kuituja, joten suurin kontaminaatoriski vaikuttaisi liittyvän näytteiden käsittelyyn laboratoriossa. Todennäköisin partikkelimaisen kontaminaation lähde ovat erilaiset laboratoriotyövälineet. Työskentelyssä pyrittiin korvaamaan mahdollisimman suuri osa muovisista työvälineistä muilla materiaaleilla, mutta kaikille työvälineille ei ollut mahdollista löytää muovitonta vaihtoehtoa. Esimerkiksi suodattimen huuhtelussa käytetyt ruiskupullot olivat muovisia, ja siten mahdollinen kontaminaatiolähde. Myös näyteputket, joita käytettiin kalanäytteiden kemikaalikäsittelyssä, olivat muovisia. Niiden korvaaminen esimerkiksi lasisilla näyteputkilla olisi ollut hankalaa ja kallista. Kaiken kaikkiaan kontaminaatio jäi kuitenkin melko vähäiseksi, ja kontaminaation osuus huomioitiin lopullisissa tuloksissa. Kaloista löytyneiden muovikappaleiden määrästä vähennettiin kontrollinäytteiden perusteella arvioitun kontaminaation osuus. Kuituja ei laskettu mukaan kaloista löytyneen mikromuovin määrään, koska suurin osa (75 %) kuiduista todettiin kontrollinäytteiden perusteella kontaminaatioksi, ja koska kuitujen materiaalia ei ollut mahdollista selvittää tarkemmin.

5 Yhteenveto

Suomen rannikkokaloista löytyy mikromuovia useammin kuin pohjoisen Itämeren avomerikaloista. Myös merivedessä mikromuoveja on enemmän rannikolla kuin avomerellä. Mikromuovia syöneiden kalojen suhteellisissa osuuksissa on selviä eroja eri rannikkoalueiden välillä: Helsingin Kivinokan kaloista löytyy mikromuovia useammin kuin muilta tutkituilta alueilta. Kalojen koolla, lajilla tai niiden syömän ravinnon määrällä ei havaittu olevan selvää yhteyttä siihen, kuinka usein kaloista löytyy mikromuovia. Myöskään samoilta rannikkoalueilta otettujen kala- ja vesinäytteiden mikromuovimäärien välillä ei havaittu yhteyttä.

Tämä pro gradu -tutkielma on ensimmäinen tutkimus, jossa on selvitetty mikromuovien määrää Suomen rannikkokaloissa. Tulokset olisi hyvä varmistaa pidemmän aikavälin seurannoissa. Lisäksi tarvitaan lisää tutkimustietoa mikromuovien viipymisajoista kalojen elimistössä sekä mikromuovien vaikutuksista kaloihin luonnonoloissa.

6 Kiitokset

Suurkiitokset Maiju Lehtiniemelle ja Outi Setälälle työni ohjauksesta ja kaikesta avusta koko graduprosessin aikana. Kiitos Stjepan Budimirille perehdytyksestä kalanäytteiden käsittelyyn ja mikromuovien tunnistamiseen. Kiitos Pekka Kotilaiselle, Anna-Riina Mustoselle ja Pinja Näkille avusta näytteiden keräämisessä. Kiitokset Jyrki Lappalaiselle ohjauksesta tilastoanalyysien tekemisessä.

Kiitos myös Suomen Akatemialle (MIF-hanke) sekä Maa- ja vesitekniikan tuki ry:lle pro gradu -työni rahoittamisesta.

Lähdeluettelo

Andrady A.L. (2011) Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (2011), pp.1596–1605.

Andrady A.L. (2015) Persistence of plastic litter in the oceans. Teoksessa: Bergmann M., Gutow L., Klages M. (toim.) *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Heidelberg, pp.57–72.

Arthur C., Baker J., Bamford H. (toim.) (2009) Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. Sept 9-11, 2008. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30.

Avio C.G., Gorbi S., Regoli F. (2015) Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. *Marine Environmental Research*, 111, pp.18–26.

Barboza L., Vieira L., Branco V., Figueiredo N., Carvalho F., Carvalho C., Guilhermino L. (2018) Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology*, 195, pp.49–57.

Barnes D.K.A., Galgani F., Thompson R.C., Barlaz M. (2009) Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364(1526), pp.1985–1998.

Batel A., Linti F., Scherer M., Erdinger L., Braunbeck T. (2016) Transfer of benzo[a]pyrene from microplastics to *Artemia* nauplii and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), pp.1656–1666.

Beer S., Garm A., Huwer B., Dierking J., Nielsen T.G. (2018) No increase in marine microplastic concentration over the last three decades – A case study from the Baltic Sea. *Science of the Total Environment*, 621, pp.1272–1279.

Bergmann M., Klages M. (2012) Increase of litter at the Arctic deep-sea observatory HAUSGARTEN. *Marine Pollution Bulletin*, 64(12), pp.2734–2741.

Boerger C., Lattin G., Moore S., Moore C. (2010) Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), pp.2275–2278.

Browne M.A., Crump P., Niven S.J., Teuten E., Tonkin A., Galloway T., Thompson R. (2011) Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, 45(21), pp.9175–9.

Bråte I.L.N., Eidsvoll D.P., Steindal C.C., Thomas K.V. (2016) Plastic ingestion by Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the Norwegian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2), pp.105–110.

Budimir S., Setälä O., Lehtiniemi M. (2018) Effective and easy to use extraction method shows low numbers of microplastics in offshore planktivorous fish from the northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 127, pp.586–592.

Carpenter E.J., Anderson S.J., Harvey G.R., Miklas H.P., Peck B.B. (1972) Polystyrene Spherules in Coastal Waters. *Science*, 178(4062), pp.749–750.

Carr A. (1987) Impact of nondegradable marine debris on the ecology and survival outlook of sea turtles. *Marine Pollution Bulletin*, 18 (6), pp. 352–356.

Choy C.A., Drazen J.C. (2013) Plastic for dinner? Observations of frequent debris ingestion by pelagic predatory fishes from the central North Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 485, pp.155–163.

Chua E.M., Shimeta J., Nugegoda D., Morrison P.D., Clarke B.O. (2014) Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes compressa*. *Environmental science & technology*, 48(14), pp.8127–34.

Costa M., Ivar do Sul J., Silva-Cavalcanti J., Araújo M., Spengler Â., Tourinho P. (2010) On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a

snapshot of a Brazilian beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168(1), pp.299-304.

Davidson P., Asch R.G. (2011) Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the north pacific subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series*, 432, pp.173–180.

Derraik J. (2002) The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), pp.842–852.

De Sá L., Luís L., Guilhermino L. (2015) Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): Confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. *Environmental Pollution*, 196, pp.359–362.

Desforges J.P.W., Galbraith M., Dangerfield N., Ross P.S. (2014) Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 79(1-2), pp.94–99.

Dixon T., Dixon T. (1983) Marine litter distribution and composition in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 14(4), pp.145–148.

Dubaish F., Liebezeit G. (2013) Suspended Microplastics and Black Carbon Particles in the Jade System, Southern North Sea. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(2), pp.1–8.

Duis K., Coors A. (2016) Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), pp.1–25.

Eriksen M., Lebreton L.C.M., Carson H.S., Thiel M., Moore C.J., Borerro J.C., Galgani F., Ryan P.G., Reisser J. (2014) Plastic pollution in the World's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE*, 9(12), p.e111913.

Esiukova E. (2017) Plastic pollution on the Baltic beaches of Kaliningrad region, Russia. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), pp.1072–1080.

Essel R., Engel L., Carus M., Ahrens R.H. (2015) Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany. The Federal Environment Agency (Germany), TEXTE 64/2015.

European Commission (2013) Green Paper on a European Strategy of plastic waste in the environment.

Fendall L., Sewell M. (2009) Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), pp.1225–1228.

Fjäder P. (2016) Merten roskaantumisen, muovit, mikromuovit ja haitalliset aineet. Suomen Ympäristökeskuksen raportteja 37 | 2016.

Foekema E., De Grujter C., Mergia M., van Franeker J., Murk A., Koelmans A. (2013) Plastic in North Sea fish. *Environmental Science and Technology*, 47(15), pp.8818–8824.

Galgani F., Souplet A., Cadiou Y. (1996) Accumulation of debris on the deep sea floor off the French Mediterranean coast. *Marine Ecology Progress Series*, 142(1/3), pp.225–234.

Galgani F., Leaute J.P., Moguedet P., Souplet A., Verin Y., Carpentier A., Goraguer H., Latrouite D., Andral B., Cadiou Y., Mahe J.C., Poulard J.C., Nerisson P. (2000) Litter on the Sea Floor Along European Coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 40(6), pp.516–527.

Gassel M., Harwani S., Park J.S., Jahn A. (2013) Detection of nonylphenol and persistent organic pollutants in fish from the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 73(1), pp.231–242.

GESAMP (2015) Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. (Kershaw P.J., toim.). Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.

Gewert B., Ogonowski M., Barth A., Macleod M. (2017) Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1-2), pp.292–302.

Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L. (2017) Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science advances*, 3(7), pp.e1700782.

Gorokhova E. (2015) Screening for microplastic particles in plankton samples: How to integrate marine litter assessment into existing monitoring programs? *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2), pp.271–275.

Güven O., Gökdağ K., Jovanović B., Kideys A.E. (2017) Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution*, 223, pp.286–294.

Helsingin kaupunki (2014) Mätäjoen valuma-alueen hulevesiselvitys ja suunnitelma. Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisut 2014:3. 35 p.

Hermesen E., Pompe R., Besseling E., Koelmans A. (2017) Detection of low numbers of microplastics in North Sea fish using strict quality assurance criteria. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), pp.253–258.

Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R.C., Thiel M (2012) Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*, 46(6), pp.3060–75.

Hutchinson T.H., William T.D., Eales G.J. (1994) Toxicity of cadmium, hexavalent chromium and copper to marine fish larvae (*Cyprinodon variegatus*) and copepods (*Tisbe battagliai*). *Marine Environmental Research*, 38, pp.275–290.

Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T.R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Law K.L. (2015) Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), pp.768–771.

- Jokinen J. (2017) Munkkiniemen uimarannalla saa taas uida jätevesivuodosta huolimatta – vesi on tuoreiden testitulosten mukaan puhdasta. *Helsingin Sanomat* 30.5.2017.
- Kammann U., Aust M.O., Bahl H., Lang T. (2017) Marine litter at the seafloor – Abundance and composition in the North Sea and the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 127, pp.774–780.
- Kooi M., Reisser J., Slat B., Ferrari F., Schmid M., Cunsolo S., Brambini R., Noble K., Sirks L.A., Linders T.E.W., Schoeneich-Argent R.I., Koelmans A.A. (2016) The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. *Scientific Reports*, 6, pp.2045–2322.
- Kukulka T., Proskurowski G., Morét-Ferguson S., Meyer D.W., Law K.L. (2012) The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophysical Research Letters*, 39(7), pp.n/a-n/a.
- Lappalainen J., Nyberg K., Lehtonen H. (2014) Ohjeita kalastuspöytäkirjojen ja biotooppitietojen täyttämistä varten. AKVAn kenttäkurssin kalaosuus. Versio 19.8.2014.
- Lassen C., Foss Hansen S., Magnusson K., Noren F., Bloch Hartmann N.I., Rehne Jensen P., Gisel Nielsen T., Brinch A. (2015) Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Copenhagen K: Danish Environmental Protection Agency.
- Lenz R., Enders K., Beer S., Sørensen T.K., Stedmon C.A (2016) Analysis of microplastic in the stomachs of herring and cod from the North Sea and Baltic Sea. DTU Aqua National Institute of Aquatic Resources.
- Liboiron M., Liboiron F., Wells E., Richárd N., Zahara A., Mather C., Bradshaw H., Murichi J. (2016) Low plastic ingestion rate in Atlantic cod (*Gadus morhua*) from Newfoundland destined for human consumption collected through citizen science methods. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), pp.428–437.

Lehtonen H. (2015) Kolmipiikki. Salakka. Ahven. Särki. Teoksessa: Yrjölä S.,

Lehtonen H., Nyberg K. (2015) *Suomen kalat*. Kustannusosakeyhtiö Nemo. Helsinki.

Lehtonen H. (2018) Suullinen tiedonanto 4.4.2018.

Lobelle D., Cunliffe M. (2011) Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), pp.197–200.

Lusher A.L., McHugh M., Thompson R. (2013) Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1-2), pp.94–99.

Lusher A.L., O'Donnell C., Officer R., O'Connor I. (2016) Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *ICES Journal of Marine Science*, 73(4), pp.1214–1225.

Maanmittauslaitos (2018) Suomen pinta-alat kunnittain 1.1.2018. (luettu 14.4.2018) Saatavilla:

https://www.maanmittauslaitos.fi/sites/maanmittauslaitos.fi/files/attachments/2018/01/Suomen_pa_2018_kunta_maakunta.pdf

Magnusson K. (2014) Microlitter and Other Microscopic Anthropogenic Particles in the Sea Area Off Rauma and Turku, Finland. Swedish Environmental Research Institute, report number U4645.

Mato Y., Isobe T., Takada H., Kanehiro H., Ohtake C., Kaminuma T. (2001) Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), pp.318–324.

McKinley A.C., Miskiewicz A., Taylor M.D., Johnston E.L. (2011) Strong links between metal contamination, habitat modification and estuarine larval fish distributions. *Environmental Pollution*, 159(6), pp.1499–1509.

Mikkonen K. (2017) Biopohjainen ja biohajoava muovi – eivät tarkoita samaa. *Pakkaus* 2/2017.

- Minchin D. (1996) Tar pellets and plastics as attachment surfaces for lepadid cirripedes in the North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 32(12), pp. 855–859.
- Moore C. (2008) Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), pp.131–139.
- Morét-Ferguson S., Law K.L., Proskurowski G., Murphy E.K., Peacock E.E., Reddy C.M. (2010) The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10), pp.1873–1878.
- Muirhead E.K., Skillman A.D., Hook S.E., Schulz I.R. (2006) Oral exposure of PBDE-47 in fish: toxicokinetics and reproductive effects in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) and fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental Science and Technology*, 40(2) pp.523–528.
- Neves D., Sobral P., Ferreira J.L., Pereira T. (2015) Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), pp.119–126.
- NIVA (2014) Microplastics in Marine Environments: Occurrence, Distribution and Effects. Report No. 6754.
- O'Brine T., Thompson R.T. (2010) Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12), pp.2279–2283.
- Oliveira M., Ribeiro A., Hylland K., Guilhermino L. (2013) Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecological indicators*, 34, pp.641–647.
- Peters C., Bratton S. (2016) Urbanization is a major influence on microplastic ingestion by sunfish in the Brazos river basin, central Texas. *Environmental Pollution*, 210, pp.380–387.

Peters C., Thomas P., Rieper K., Bratton S. (2017) Foraging preferences influence microplastic ingestion by six marine fish species from the Texas Gulf Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), pp.82–88.

Phillips M.B., Bonner T.H. (2015) Occurrence and amount of microplastic ingested by fishes in watersheds of the Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), pp.264–269.

PlasticsEurope (2015) Plastics – the Facts 2015: An analysis of European plastics production, demand and waste data for 2014.

PlasticsEurope (2016) World Plastics Production 1950 – 2015.

PlasticsEurope (2018) Plastics – the Facts 2017: An analysis of European plastics production, demand and waste data.

Raateoja M., Setälä O. (toim.) (2016) The Gulf of Finland assessment. Reports of the Finnish Environment Institute, 27 | 2016.

Ramirez-Llodra E., Tyler P.A., Baker M.C., Bergstad O.A., Clark M.R., Escobar E., Levin L.A., Menot L., Rowden A.A., Smith C.R., Van Dover C.L. (2011) Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *PLoS ONE*, 6(8), p.e22588.

Rochman C.M., Hoh E., Kurobe T., Teh S.J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3.

Rochman C.M., Hentschel B.T., Teh S.J. (2014a) Long-Term Sorption of Metals Is Similar among Plastic Types: Implications for Plastic Debris in Aquatic Environments. *PLoS ONE*, 9(1), p.e85433.

Rochman, C.M., Lewison R. L., Eriksen M., Allen H., Cook A.M., Teh S.J. (2014b) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish tissue may be an indicator of plastic contamination in marine habitats. *Science of the Total Environment*, 476-477, pp.622–633.

Romeo T., Pietro B., Pedà C., Consoli P., Andaloro F., Fossi M.C. (2015) First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), pp.358–361.

- Rummel C.D., Löder M.G.J., Fricke N.F., Lang T., Griebeler E.M., Janke M., Gerdtz G. (2016) Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), pp.134–141.
- Ryan P.G., Moloney C. (1993) Marine litter keeps increasing. *Nature*, 361(6407), p.23.
- Ryan P.G., Moore C.J., van Franeker J.A., Moloney C.L. (2009) Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364(1526), pp.1999–2012.
- Schrey E., Vauk G.J.M. (1987) Records of entangled gannets (*Sula bassana*) at Helgoland, German Bight. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), pp. 350–352.
- Setälä O., Fleming-Lehtinen V., Lehtiniemi M. (2014) Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185, pp.77–83.
- Setälä O., Magnusson K., Lehtiniemi M., Norén F., (2016a) Distribution and abundance of surface water microlitter in the Baltic Sea: A comparison of two sampling methods. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), pp.177–183.
- Setälä O., Norkko J., Lehtiniemi M. (2016b) Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), pp.95–101.
- Shaw D.G., Day R.H. (1994) Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 28(1), pp.39–43.
- Sillanpää M., Sainio P. (2017) Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washings. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(23), pp.19313–19321.
- Singh B., Sharma N. (2008) Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*, 93(3), pp.561–584.
- Steer M., Cole M., Thompson R.C., Lindeque P.K. (2017) Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environmental Pollution*, 226, pp.250–259.

Stolte A., Forster S., Gerdts G., Schubert H. (2015) Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2), pp.216–229.

Sundt P., Syversen F., Skogesal O., Schulze P.E. (2016) Primary microplastic-pollution: Measures and reduction potentials in Norway. *Norwegian Environment Agency*, report no: M-545 | 2016. Mepex.

Talsness C. E., Andrade A. J. M., Kuriyama S. N., Taylor J. A., vom Saal F. S. (2009) Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364(1526), pp.2079–2096.

Talvitie J., Heinonen M., Pääkkönen J.P., Vahtera E., Mikola A., Setälä O., Vahala R. (2015) Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 72(9), pp.1495–504.

Talvitie J., Mikola A., Setälä O., Heinonen M., Koistinen A. (2017) How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*, 109, pp.164–172.

Tanaka K., Takada H. (2016) Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific Reports*, 6(1), p.34351.

Thompson R., Olsen Y., Mitchell R., Davis A., Rowland S., John A., McGonigle D., Russell A. (2004) Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), p.838.

Thompson R., Browne M., Galloway T. (2007) Microplastic – an emerging contaminant of potential concern? *Integrated environmental assessment and management*, 3(4), pp.559–561.

Tilastokeskus (2018) Väestörakenne. (luettu 14.4.2018) Saatavilla:
https://www.tilastokeskus.fi/tup/suoluk/suoluk_vaesto.html

UNEP (2016) Marine plastic debris and microplastics - Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi.

Van Cauwenberghe L., Vanreusel A., Mees J., Janssen C., (2013) Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182, pp.495–499.

Van Sebille E., Wilcox C., Lebreton L., Maximenko N., Hardesty B.D., Van Franeker J.A., Eriksen M., Siegel D., Galgani F., Law K.L. (2015) A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, 10(12), p.124006.

Wang J., Tan Z., Peng J., Qiu Q., Li M. (2016) The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 113, pp.7–17.

Welden N.A., Cowie P.R. (2017) Degradation of common polymer ropes in a sublittoral marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 118(1-2), pp.248–253.

Winston J.E. (1982) Drift plastic—an expanding niche for a marine invertebrate? *Marine Pollution Bulletin*, 13(10), pp. 348–357.

Woodall L.C., Gwinnett C., Packer M., Thompson R.C., Robinson L.F., Paterson G.L.J. (2015) Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibrils in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), pp.40–46.

Wurpel G., Van den Akker J., Pors J., Ten Wolde A. (2011) Plastics do not belong in the ocean. Towards a roadmap for a clean North Sea. IMSA Amsterdam.

Ye S., Andrady A.L. (1991) Fouling of floating plastic debris under Biscayne Bay exposure conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 22(12), pp.608–613.

Liitteet

Liite 1. Kalojen kokonaismäärät (kpl), muovia syöneiden kalojen määrät (kpl) ja muovia syöneiden kalojen suhteelliset frekvenssit (%) eri näytteenottopaikoilla.

Paikka	Kaloja yhteensä (kpl)	Muovia syöneitä kaloja (kpl)	Muovia syöneiden kalojen osuus (%)
Kivinokka	40	11	27,5
Munkkiniemi	40	2	5
Porvoo	60	10	16,7
Kotka	80	4	5
Vaasa	40	2	5
Pori	71	3	4,2
Parainen	53	4	7,5
Tvärminne	76	3	3,9
Mätäjoki	43	1	2,3
Kaikki	503	40	8

Liite 2. Tutkittujen kalojen kokonaisyksilömäärät (kpl) lajeittain sekä muoviasyöneiden kalojen yksilömäärät (kpl) ja muoviasyöneiden kalojen suhteelliset frekvenssit (%) kunkin lajin osalta.

Laji	Kaloja yhteensä (kpl)	Muoviasyöneitä kaloja (kpl)	Muoviasyöneiden kalojen osuus (%)
Kolmipiikki	120	15	12,5
Salakka	147	13	8,8
Ahven	107	9	8,4
Särki	91	2	2,2
Mutu	20	1	5
Pasuri	1	0	0
Mustatäplätokko	15	0	0
Hauki	2	0	0